

LA GESTION DURABLE DES HERBACAIES EN PRÉSENCE DE GRANDS HERBIVORES
ET D'ACTIVITÉS ANTHROPIQUES

par
Marianne Ricard

Essai de double diplôme présenté au
Centre universitaire de formation en environnement et au
Département de biologie en vue de l'obtention des grades de maître en environnement et de
maître en écologie internationale

Sous la direction de monsieur Marc Gauthier
et de monsieur Marc Bélisle

MAÎTRISE EN ENVIRONNEMENT
Cheminement de type cours en gestion de l'environnement

MAÎTRISE EN BIOLOGIE
Cheminement de type cours en écologie internationale

UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Mai 2013

Sommaire

Les herbaçaies, qui sont les écosystèmes les plus étendus au monde, subissent lourdement l'impact de pressions anthropiques. En fait, avec l'augmentation de la population humaine, une superficie importante d'herbaçaies est convertie en terres vouées à la production alimentaire intensive, soit par l'élevage ou l'agriculture, menant à une réduction importante de ces écosystèmes et à une perte notable de biodiversité. Pourtant, les herbaçaies représentent une grande valeur pour la conservation et la production d'une riche biodiversité, mais aussi pour les nombreux services écosystémiques qu'elles rendent à l'Homme. Par ailleurs, au sein de cette biodiversité supportée par les herbaçaies, les grands herbivores sauvages représentent une composante vitale de leur intégrité. Ces grands herbivores, en étroite codépendance avec les herbaçaies, jouent un rôle écologique substantiel pour le maintien de la structure, de la composition et de la biodiversité de ces écosystèmes. Les activités anthropiques qui affectent ces grands herbivores ont donc des répercussions considérables sur l'ensemble de ces milieux naturels. Néanmoins, de nombreux conflits Homme – grands herbivores y sévissent, puisque l'utilisation des herbaçaies s'avère être essentielle pour répondre aux besoins vitaux des deux parties.

L'utilisation actuelle des herbaçaies ne se réalise donc pas de façon soutenable et cela est critique considérant l'explosion des populations humaines prévue au cours de ce siècle et leur expansion dans ces écosystèmes naturels pour assurer leur sécurité alimentaire. L'objectif principal de cet essai repose sur la formulation de recommandations de planification et d'aménagement du territoire qui favorisent la durabilité des herbaçaies en présence de grands herbivores et d'activités anthropiques. Une stratégie de gestion intégrée et durable s'avère en effet primordiale, car, malgré les diverses fonctions vitales qu'assurent ces écosystèmes pour l'Homme et la biodiversité, seulement une faible proportion de ceux-ci est sous un régime de conservation. D'ailleurs, le bilan environnemental de la situation actuelle, résultant de l'utilisation anthropique de ces écosystèmes, témoigne de leur état critique dans bien des régions du monde. De plus, bien qu'elles soient essentielles aux herbaçaies, plusieurs populations de grands herbivores sont en déclin sans précédent : plus de la moitié

de la superficie des régions propices aux grands herbivores a déjà été convertie pour l'usage agricole et a perdu sa diversité d'herbivores. Que ce soit par la perte d'habitats, la fragmentation, la perturbation des régimes écologiques, le braconnage, l'envahissement d'espèces exotiques et ligneuses et les conflits interspécifiques avec les cheptels, ces conflits Homme – grands herbivores ont déjà mené à l'extinction de nombreuses espèces et perturbé le processus de migration de plusieurs d'entre elles.

Le portrait de ces sources de conflits permet de dégager trois principaux enjeux qui en découlent : l'utilisation des herbaçaies à des fins agricoles pour la production alimentaire, la conservation de l'intégrité des herbaçaies et la protection et conservation des grands herbivores. Deux stratégies de gestion permettant de répondre à ceux-ci ont été évaluées, soit la séparation et le partage des terres. C'est alors en s'appuyant sur les avantages de chacune d'elles, ainsi que sur le modèle d'aménagement des Réserves de biosphère, que des priorités d'action de planification et d'aménagement durables des herbaçaies sont énoncées. Ainsi, des aménagements du territoire qui incorporent des parcelles d'habitats naturels protégées et connectées au sein d'un paysage agroécologique extensif semblent être une façon de maximiser la conservation des herbaçaies, de sa biodiversité et de la production alimentaire. Cette stratégie de gestion, basée sur l'écosystème, intègrerait ainsi de façon durable les habitats naturels, le développement socioéconomique et le maintien des valeurs culturelles associées aux herbaçaies. Pour optimiser son efficacité, cette stratégie devrait jumeler la sensibilisation des populations locales, l'offre de subventions pour la conservation de parcelles naturelles et l'adhésion à des pratiques agricoles durables, la limitation de la densité des cheptels et l'exploitation des opportunités de développement touristique. Tout compte fait, pour qu'elle soit des plus efficaces, cette stratégie de gestion devrait être adaptative, c'est-à-dire particulière aux spécificités de chaque herbaçaie.

Remerciements

Plusieurs personnes ont contribué, de près ou de loin, au cheminement que j'ai emprunté pour arriver à la réalisation de cet essai. Je tiens d'abord à remercier mes deux codirecteurs d'essai, monsieur Marc Bélisle, professeur agrégé au département de biologie de l'Université de Sherbrooke, et monsieur Marc Gauthier, directeur de projets en environnement chez GENIVAR et chargé de cours au département de biologie de l'Université de Sherbrooke. Leurs judicieux conseils ont guidé ma réflexion et favorisé une amélioration de l'analyse et de la rédaction de cet essai. Je suis reconnaissante de leur disponibilité et de leurs commentaires toujours constructifs.

Je souhaite également remercier Caroline Cloutier, coordonnatrice de la maîtrise en écologie internationale, pour sa généreuse disponibilité, ses conseils et son dévouement à aider les étudiants, ainsi qu'à Sophie Calmé, directrice de la maîtrise en écologie internationale, pour ses conseils éclairés lors de l'élaboration de mon plan de travail de l'essai.

Un merci spécial à Élisabeth Martin, amie et collègue à la maîtrise en écologie internationale, pour son écoute, son soutien et tous ces moments de rires qui m'ont permis d'avancer de façon plus sereine dans la rédaction de cet essai.

Enfin, je remercie ma famille pour son support au cours de ces trois années de maîtrise, et merci particulièrement à ma mère et ma tante qui ont consacré énormément de temps à la relecture de cet essai. Un merci des plus sincères à mon copain Maxime Saunier, pour son aide à la relecture de l'essai et ses conseils avisés, mais également pour son soutien continu et ses nombreux encouragements.

Table des matières

SOMMAIRE	i
REMERCIEMENTS	iii
LISTE DES TABLEAUX.....	vii
LISTE DES FIGURES.....	viii
GLOSSAIRE	x
LISTES DES SIGLES, SYMBOLES ET ACRONYMES.....	xvi
 INTRODUCTION	 1
 CHAPITRE 1 - LES HERBAÇAIES, UN ÉCOSYSTÈME PRÉSENT SUR L'ENSEMBLE DU GLOBE.....	 4
1.1 Une définition <i>ad hoc</i> des herbaçaies.....	4
1.2 L'étendue mondiale des herbaçaies	7
1.2.1 Les herbaçaies des régions tempérées	9
1.2.2 Les herbaçaies des régions tropicales et subtropicales	12
1.2.3 Les herbaçaies alpines.....	14
1.3 Les services écosystémiques.....	15
1.3.1 Les fonctions écologiques et environnementales des herbaçaies.....	16
1.3.2 Les fonctions sociales des herbaçaies	18
1.3.3 Les fonctions économiques des herbaçaies	19
1.4 La situation actuelle des herbaçaies.....	21
1.4.1 Dans un contexte de pays développés	24
1.4.2 Dans un contexte de pays en développement	27
1.5 L'avenir des herbaçaies	30
 CHAPITRE 2 - LES GRANDS HERBIVORES DES HERBAÇAIES.....	 32
2.1 La diversité de grands herbivores à travers les herbaçaies	32
2.2 Le rôle écologique des grands herbivores	37

2.2.1	Les effets de grands herbivores sur les communautés végétales.....	37
2.2.2	Les effets des grands herbivores sur l'ensemble de la faune	41
2.2.3	Les effets des grands herbivores sur le cycle des nutriments.....	42
2.3	L'interdépendance des herbaçaies et des grands herbivores.....	44
2.3.1	Le cas de l'écosystème du Serengeti-Mara en Afrique de l'Est	47
2.3.2	Le cas des <i>Great Plains</i> nord-américaines	51
2.4	Avenir des grands herbivores dans les herbaçaies	55
CHAPITRE 3 - LES CONFLITS HOMME – GRANDS HERBIVORES AU SEIN DES HERBAÇAIES		57
3.1	Les pressions anthropiques indirectes sur les grands herbivores.....	57
3.1.1	La perte des herbaçaies par l'agriculture.....	58
3.1.2	L'isolement des herbaçaies par la fragmentation.....	61
3.1.3	La perturbation des régimes de feu	67
3.2	Le braconnage, une pression directe sur les grands herbivores.....	68
3.3	La présence du bétail dans les herbaçaies.....	69
3.3.1	La compétition interspécifique bétail – grands herbivores.....	70
3.3.2	Le surpâturage généré par le bétail	72
3.3.3	L'envahissement des herbaçaies par les espèces exotiques.....	76
3.3.4	L'empiètement d'espèces ligneuses dans les herbaçaies.....	77
3.3.5	Le contrôle des prédateurs	78
3.4	Les enjeux découlant de ces conflits	80
CHAPITRE 4 - PLANIFICATION ET AMÉNAGEMENT POUR UNE GESTION DURABLE DES HERBAÇAIES		82
4.1	Le paradoxe « <i>activités agricoles et conservation</i> » au sein des herbaçaies nécessite une gestion intégrée	82
4.1.1	Le portrait du paradoxe « <i>activités agricoles et conservation</i> »	82
4.1.2	L'approche par écosystème	84
4.2	La dualité « <i>séparation des terres</i> » vs « <i>partage des terres</i> »	86
4.2.1	La séparation des terres (<i>land sparing</i>)	86

4.2.2	Le partage des terres (<i>land sharing</i>).....	91
4.3	La combinaison des stratégies de séparation et de partage des terres en vue d'une meilleure gestion intégrée.....	95
4.4	Recommandations quant à l'optimisation des stratégies de gestion.....	101
CONCLUSION.....		104
RÉFÉRENCES		107
ANNEXE 1	CARTES DE LA DISTRIBUTION DES HERBAÇAIES À L'ÉCHELLE MONDIALE	120
A1.1	Distribution des herbaçaies en Amérique du Nord	121
A1.2	Distribution des herbaçaies en Russie.....	122
A1.3	Distribution des herbaçaies en Mongolie	123
A1.4	Distribution des herbaçaies en Amérique du Sud	124
A1.5	Distribution des herbaçaies en Afrique du Sud	125
A1.6	Distribution des herbaçaies en Afrique	126
A1.7	Distribution des herbaçaies en Australie.....	127
A1.8	Distribution des herbaçaies en Chine	128
ANNEXE 2	DENSITÉ D'ESPÈCES DE GRANDS HERBIVORES EN AFRIQUE DE L'EST	129
ANNEXE 3	LISTE DES 24 GRANDES ESPÈCES MIGRATRICES ET DE LEURS MENACES RÉPERTORIÉES PAR HARRIS <i>ET AL.</i> (2009).....	131
ANNEXE 4	SCHÉMA DE ZONAGE D'UNE RÉSERVE DE BIOSPHÈRE ET DE LA FONCTION SPÉCIFIQUE À CHACUNE DES ZONES.....	134

Liste des tableaux

1.1	Classement des premiers pays pour la superficie et le pourcentage d'herbages ..	9
1.2	Conversion des écorégions d'herbages.....	23
1.3	Évolution des stocks d'animaux d'élevage en Mongolie de 1918 à 2003	29
3.1	Identification des espèces de grands herbivores pour lesquelles leur migration de masse est éteinte.....	65
4.1	Les avantages et limites de la stratégie de la séparation des terres.....	90
4.2	Les avantages et limites de la stratégie du partage des terres	94

Liste des figures

1.1	Distribution des principaux biomes en relation avec la température moyenne annuelle de l'air et les précipitations annuelles totales	5
1.2	Répartition des herbaçaies à l'échelle du globe	8
1.3	Biens et services offerts par les herbaçaies	15
1.4	Cycle du carbone dans des herbaçaies pâturées.....	18
1.5	Degré de menaces subies dans les différentes régions du monde.....	22
2.1	Masse corporelle moyenne des grands herbivores étudiés dans 33 aires naturelles protégées en Amérique du Nord et dans 85 en Afrique subsaharienne.....	33
2.2	Établissement des seuils d'abondance et de qualité des plantes qui permettent le maintien des herbivores	34
2.3	Richesse spécifique de grands herbivores, exprimée en pourcentage du « pool » d'espèces continentales, selon 118 sites en Amérique du Nord et en Afrique.....	35
2.4	Distribution globale de la diversité des grands herbivores prédite par des indices de disponibilité d'humidité et de nutriments pour les plantes.....	36
2.5	Différences de disponibilité des ressources (azote et lumière), de l'hétérogénéité et du renouvellement des espèces dans des herbaçaies broutées et non broutées ..	40
2.6	Influence des grands herbivores au sein des écosystèmes d'herbacées	45
2.7	Migrations saisonnières effectuées par les grands herbivores dans l'écosystème du Serengeti-Mara en Afrique de l'Est	48
2.8	Migrations saisonnières effectuées par les bisons du troupeau central dans le parc national de Yellowstone aux États-Unis	53
3.1	Mosaïque de fragments d'agriculture et d'herbaçaies à l'échelle mondiale	59
3.2	Fragmentation des herbaçaies par le réseau routier au Botswana	63
3.3	Fragmentation des herbaçaies par le réseau routier dans les Great Plains en Amérique du Nord.....	64
3.4	Pourcentage du couvert d'herbacées en présence de différents types de grands herbivores dans des exclos au Kenya.....	72

3.5	Distribution globale des herbaçaies surpâturées selon les quatre classes de dégradation du GLASOD	75
4.1	Augmentation de la superficie des terres dédiées aux activités agricoles aux dépens des écosystèmes naturels au cours des 300 dernières années.....	83
4.2	Adoption de la stratégie de la séparation des terres au sein d'un paysage agricole	87
4.3	Adoption de la stratégie du partage des terres au sein d'un paysage agricole	91
4.4	Planification et aménagement durables des herbaçaies	101

Glossaire

Arbustaie	Écosystème au sein duquel la strate végétale arbustive est dominante à plus de 85 %
<i>Cerrado</i>	Écosystème de type savane qui se retrouve en Amérique du Sud, principalement au Brésil
Compétition interspécifique	Toute utilisation ou défense d'une ressource par les individus d'une espèce qui a pour conséquence de réduire la disponibilité et l'accès à cette ressource pour les individus d'une autre espèce, provoquant ainsi une diminution de la fécondité, de la croissance et de la survie de ces individus
Contrôle <i>top down</i>	Régulation de l'abondance d'une population par les prédateurs
Déflation	Transport par le vent des particules les plus fines du sol et des débris meubles
Empiètement d'espèces ligneuses	Changement de la couverture du sol causé par un envahissement par des arbres ou des arbustes
Endémique	Une espèce est endémique d'une région lorsque son aire de répartition ne correspond qu'à cette région
Espèce clé	Espèce qui joue un rôle crucial pour la présence de nombreux autres organismes dans un écosystème et dont la disparition affecte le fonctionnement de l'écosystème et la disparition d'autres espèces

Espèce exotique envahissante

Une espèce est dite exotique lorsqu'elle se retrouve en dehors de son aire de distribution naturelle; elle est qualifiée d'envahissante lorsqu'elle s'immisce, envahit et perturbe de nouveaux habitats

Espèce parapluie Espèce qui possède un grand domaine vital et dont la protection permet d'assurer celle de nombreuses autres espèces d'une communauté

Exsudation Émission de produits liquides par les racines des plantes et qui se diffusent dans le sol

Exsudat racinaire Liquide excrété par les racines des plantes qui stimulent l'activité des microorganismes : principale source de carbone et d'azote pour les microorganismes de la rhizosphère

Fragmentation d'un habitat

Morcellement d'un habitat naturel, notamment par des activités anthropiques, et qui crée des discontinuités dans le paysage qui entravent le déplacement de plusieurs espèces

Grand mammifère herbivore

Animal vertébré dont la masse corporelle est supérieure à 2 kg et qui se nourrit de végétaux, plus particulièrement de monocotylédones (herbacées) (Fritz et Loison, 2006; Olff *et al.*, 2002)

Great Plains Vastes prairies à l'intérieur du continent nord-américain qui s'étendent de la Saskatchewan et de l'Alberta, jusqu'au Texas

Herbaciaie Écosystème constitué de diverses communautés végétales au sein desquelles les plantes herbacées sont structurellement dominantes au

niveau du sol, notamment les *Poaceae* (*Gramineae*) destinées à la production de fourrage naturel

Ingénieur écosystémique

Organisme qui contrôle la disponibilité des ressources pour d'autres espèces en modifiant l'environnement physique

Llanos

Savanes sud-américaines s'étalant sur une partie du Venezuela et de la Colombie

Macropodidés

Famille de marsupiaux comprenant notamment les kangourous et les wallabys

Méristème intercalaire

Tissu constitué de cellules indifférenciées situé à la base des feuilles ou des entrenœuds chez les graminées et qui assure la croissance de ces organes

Miction

Action d'uriner

Mollisol

Sol fertile avec un profond horizon A riche en matière organique et avec un contenu élevé en nutriments jusqu'à l'horizon B, majoritairement présent sous les herbaçaies de l'Amérique du Nord

Mucilage

Substances végétales, sécrétées par les racines des plantes, constituées de polysaccharides qui gonflent au contact de l'eau et qui sont rapidement métabolisés par les microorganismes de la rhizosphère

Pampa

Région d'herbaçaies située à l'est de l'Argentine (les provinces de Buenos Aires, La Pampa, San Luis, Santa Fe et Entre Ríos), en Uruguay et au sud du Brésil

Partage des terres (*land sharing*)

Utilisation simultanée du paysage agricole à des fins d'activités d'exploitation moins intensives et de conservation des habitats naturels : des parcelles de végétation indigène sont dispersées à travers un paysage agricole, favorisant l'hétérogénéité spatiale du territoire

Pool Ensemble réunissant des éléments de même nature

Prairie Herbaçaie de l'Amérique du Nord

Prédateur de niveau supérieur

Prédateur situé à l'extrémité d'un réseau trophique

Rhizodéposition Transfert du carbone des racines au sol suite à la sénescence et au renouvellement des racines, ou bien par exsudation du carbone par les racines ou par production de mucilage, et qui permet ultimement de stocker le carbone dans le sol

Rhizosphère Interface sol-racine riche en microorganismes

Savane Écosystème tropical dominé par les herbacées au sol, mais au sein duquel il n'est pas rare d'y observer plus de 10 % d'espèces ligneuses qui peuvent atteindre plus de deux mètres de hauteur

Sécurité alimentaire

« Lorsque tous les êtres humains ont, à tout moment, un accès physique et économique à une nourriture suffisante, saine et nutritive leur permettant de satisfaire leurs besoins énergétiques et leurs préférences alimentaires pour mener une vie saine et active » (FAO, 2008).

Séparation des terres (*land sparing*)

Utilisation binaire du paysage, où les fragments naturels sont séparés des activités anthropiques et où les interactions écologiques entre la biodiversité et les systèmes agricoles sont réduites : elle repose sur une maximisation de la production agricole de certaines portions de terre tout en permettant à d'autres portions d'être réservées exclusivement à la conservation de la biodiversité

Séquestration du carbone

Stockage à long terme du dioxyde de carbone, hors du réservoir que constitue l'atmosphère

Service écosystémique

Bénéfice que les humains retirent des écosystèmes et qui assure leur bien-être

Steppe

Herbaciaie des régions tempérées qui se retrouve sous un climat semi-aride

Toundra

Formation végétale composée uniquement d'une strate basse d'herbacées, située entre la limite septentrionale de la taïga et de la limite nord de la vie végétale

Transhumance

Déplacement saisonnier des troupeaux d'élevage pour exploiter différents pâturages

Ultisol

Sol, généralement retrouvé sous les savanes, avec un fort contenu en argile, peu fertile et qui subisse un lessivage substantiel

Valeur sélective

Mesure de la capacité d'un individu d'un certain génotype à se reproduire

<i>Velds</i>	Herbaçaies tempérées localisées à l'est de l'Afrique du Sud
Vertisol	Sol, retrouvé dans les régions avec un climat variant d'humide à sec, caractérisé par des argiles gonflantes en période humide et qui se fendent en période plus sèche

Listes des sigles, symboles et acronymes

AES	<i>Agri-environmental schemes</i> (programmes agroenvironnementaux)
CDB	Convention de la diversité biologique
CO ₂	Dioxyde de carbone / gaz carbonique
COP5	Conférence des Parties
CREP	<i>Conservation Reserve Enhancement Program</i> (programme d'incitations financières aux agriculteurs pour conserver certaines portions de terres)
FAO	Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture
GLASOD	<i>Global Assessment of Soil Degradation</i> (évaluation globale de la dégradation des sols)
N	Azote
ONU	Organisation des Nations unies
UICN	Union internationale pour la conservation de la nature
WWF	Fonds mondial pour la nature

Introduction

À l'échelle de la planète, la perte de biodiversité constitue l'une des plus grandes menaces pour les écosystèmes naturels (Burns *et al.*, 2009). Ce phénomène est majoritairement induit par des facteurs anthropiques, que ce soit le changement d'utilisation des terres, la perte d'habitats, la fragmentation, la chasse ou le remplacement de diverses espèces indigènes par des cultures ou des élevages monospécifiques (Burns *et al.*, 2009; Carlier *et al.*, 2009). Les pressions anthropiques sont ainsi reconnues comme étant des sources considérables de perturbations des écosystèmes à travers le globe (Baskaran *et al.*, 2012; Gordon, 2009).

Les herbaçaies, qui n'ont reçu qu'une faible fraction de l'attention accordée aux forêts ou aux milieux humides perturbés, subissent lourdement l'impact de ces pressions anthropiques. Pourtant, les herbaçaies représentent une grande valeur non seulement pour la conservation et la production d'une riche biodiversité, mais aussi pour la santé et les fonctions du paysage (Eddy, 2002). Depuis le début de l'humanité, les activités humaines ont eu une influence sur les herbaçaies, qui figurent d'ailleurs parmi les écosystèmes les plus étendus au monde (Carlier *et al.*, 2009; Gordon, 2009). Initialement, l'interaction était basée sur la mise à disposition des ressources pour répondre aux besoins de base de l'Homme (Gordon, 2009). Toutefois, avec la domestication des animaux et des plantes, cette interaction a drastiquement changé : avec l'augmentation de la population humaine, une superficie importante d'herbaçaies a été convertie en terres vouées à la production alimentaire intensive, menant à une réduction importante de ces écosystèmes (Carlier *et al.*, 2009; Gordon, 2009). D'ailleurs, aujourd'hui, près de 49 % des herbaçaies sont modérément dégradées et au moins 5 % sont considérées comme extrêmement dégradées (White *et al.*, 2000). Ainsi, l'intensification de l'utilisation des herbaçaies, notamment pour l'élevage et l'agriculture, entraîne une perte notable de biodiversité dans ces écosystèmes (Metera *et al.*, 2010; Gordon, 2009).

Au sein de cette biodiversité, les grands herbivores sauvages représentent une composante vitale pour l'intégrité des herbaçaies. Ces grands herbivores jouent en fait un rôle écologique

substantiel dans le maintien de la structure, de la composition et de la biodiversité des herbaçaies (Burns *et al.*, 2009; Gordon *et al.*, 2004). Dans bien des herbaçaies du globe, les grands herbivores sont en étroite codépendance avec le système dans lequel ils vivent, puisqu'ils ont évolué ensemble (Metera *et al.*, 2010; Carlier *et al.*, 2009; Augustine et McNaughton, 1998). Toute perturbation de cet équilibre pourrait se traduire en une perte de biodiversité et affecter la capacité des herbaçaies à rendre des services écosystémiques (Burns *et al.*, 2009; White *et al.*, 2000).

Les herbaçaies ne sont pas uniquement hôtes des grands herbivores sauvages, mais participent également à soutenir la productivité agricole par la mise en culture des terres et par les activités d'élevage (Metera *et al.*, 2010; Carlier *et al.*, 2009). Ces activités anthropiques relevant du domaine agricole représentent toutefois une source de perturbations pour les grands herbivores, que ce soit par la perte d'habitats, la fragmentation, la perturbation des régimes écologiques, l'envahissement d'espèces exotiques et ligneuses et les conflits interspécifiques avec les animaux d'élevage (Acebes *et al.*, 2012; Head, 2012; Gordon, 2009; White *et al.*, 2000). À cet égard, de nombreux conflits Homme – grands herbivores sévissent dans ce type d'écosystème puisque son utilisation s'avère être essentielle pour répondre aux besoins vitaux des deux parties (Metera *et al.*, 2010; Carlier *et al.*, 2009; Augustine et McNaughton, 1998). Ces conflits sont considérables puisqu'ils conduisent de plus en plus à l'exclusion des grands herbivores de leur propre domaine vital, à la réduction considérable de la biodiversité que supportent généralement ces écosystèmes et à la limitation des services écosystémiques qu'ils peuvent fournir à l'Homme (Baskaran *et al.*, 2012; Gordon, 2009; White *et al.*, 2000). L'utilisation actuelle des herbaçaies ne se réalise donc pas de façon soutenable. Cette situation est d'autant plus critique considérant que des pressions anthropiques continueront de s'imposer à ces écosystèmes avec l'explosion des populations humaines prévue au cours de ce siècle et avec leur expansion dans ces écosystèmes naturels afin d'assurer leur sécurité alimentaire (Gordon, 2009).

Puisque les herbaçaies sont affectées autant par des problématiques écologiques et environnementales que socioéconomiques, il importe d'orienter la gestion de ces dernières vers une gestion qui soit intégrée et qui adhère à une approche par écosystème. Pour qu'elle

soit efficace, il s'avère en effet essentiel que cette gestion tienne compte de chacune des sphères du développement durable et de chacune des parties prenantes (Metera *et al.*, 2010; Carlier *et al.*, 2009). Dans cette perspective, l'objectif général de cet essai est de formuler des recommandations de planification et d'aménagement du territoire qui favorisent la durabilité des herbaçaies en présence de grands herbivores et d'activités anthropiques. Afin de répondre à ce dernier, le premier chapitre de cet essai définit les herbaçaies en y présentant leur contexte géographique et écologique. Un bilan environnemental de la situation actuelle, résultant de l'utilisation anthropique de ces écosystèmes, est par la suite dressé. Dans le deuxième chapitre, le rôle écologique des grands herbivores, soit une composante caractéristique et essentielle à l'intégrité des herbaçaies, est décrit. Ensuite, le troisième chapitre dresse un portrait des sources de conflits entre les grands herbivores et les activités anthropiques qui empiètent de plus en plus dans les herbaçaies, afin de dégager les principaux enjeux qui en découlent. Enfin, le quatrième chapitre évalue les effets de deux stratégies de gestion des herbaçaies qui font actuellement l'objet d'un débat au sein de la communauté scientifique, en relevant leurs avantages et leurs limites. Cette évaluation permet ensuite d'identifier des priorités d'action de planification et d'aménagement dans les herbaçaies en fonction des avantages de chaque stratégie. Puisque ce n'est effectivement qu'en appliquant une gestion intégrée qui favorise le maintien des grands herbivores et qui évite toute utilisation intensive des herbaçaies que l'intégrité de ces écosystèmes sera assurée, des recommandations quant à l'optimisation des stratégies de gestion sont finalement proposées (Burns *et al.*, 2009; Carlier *et al.*, 2009).

Chapitre 1

Les herbaçaies, un écosystème présent sur l'ensemble du globe

Des milliards d'hectares d'herbaçaies, incarnant une grande valeur pour la conservation et la production de biodiversité, sont répartis sur l'ensemble du globe. Ce premier chapitre a pour but de dresser un portrait des herbaçaies à l'échelle mondiale, afin de définir clairement ces écosystèmes.

1.1 Une définition *ad hoc* des herbaçaies

Une conception générale et répandue des herbaçaies repose sur l'idée qu'elles sont de grandes plaines composées uniquement d'herbes et dépourvues d'arbres (Eddy, 2002; CBD, 2001). Toutefois, il s'agit là d'une idée préconçue inexacte et simpliste, puisque les herbaçaies sont des systèmes bien plus complexes qui regorgent d'une grande biodiversité.

À travers la littérature, les définitions des herbaçaies abondent. On dénote toutefois deux grands courants pour définir ces écosystèmes. D'abord, les herbaçaies peuvent être considérées, au sens large, en tant que régions de pâturage, c'est-à-dire destinées à la production de fourrage naturel, où les *Poaceae* (*Gramineae*) figurent parmi l'une des familles de plantes les plus importantes et les plus répandues (Chen, 2009; Suttie, 2007; Suttie *et al.*, 2005a; Hoth, 2001; White *et al.*, 2000; Henwood, 1998; Dziewulska, 1990). Cette définition englobe donc à la fois les savanes, les savanes arborées, les arbustaies ouvertes et fermées, les herbaçaies dépourvues d'arbres et la toundra (Suttie *et al.*, 2005a; White *et al.*, 2000). Ainsi, selon cette définition globale, les herbaçaies sont des écosystèmes constitués de diverses communautés végétales au sein desquelles les plantes herbacées sont structurellement dominantes au niveau du sol et qui se retrouvent autant en régions humides qu'arides (Hoth, 2001). D'un autre côté, au sens plus étroit, certains auteurs définissent les herbaçaies comme étant un écosystème dominé par un couvert de plantes herbacées, généralement des graminées, au sein duquel la couverture du sol par les espèces ligneuses,

soit les arbustes et les arbres, représente moins de 10 % de la superficie totale (Eddy, 2002). Bien que plus précise, cette définition est toutefois plus restrictive puisqu'elle exclut, par exemple, les savanes qui sont des écosystèmes tropicaux dominés par les herbacées au sol, mais au sein desquels il n'est pas rare d'observer plus de 10 % d'espèces ligneuses qui peuvent atteindre plus de deux mètres de hauteur (Goheen *et al.*, 2010; Chapin *et al.*, 2002). Dans le cadre de cet essai, la première définition sera privilégiée pour traiter des herbaçaies, car offrant une définition plus large, elle permettra de mettre en lumière les enjeux internationaux de la cooccurrence des humains et de la vie sauvage dans tout type de systèmes dominés par les herbacées.

La dynamique et l'intégrité de ces écosystèmes sont principalement régies par quatre grands facteurs : la température et le régime des précipitations, les conditions édaphiques, l'herbivorisme et le régime des feux (Eddy, 2002; CBD, 2001; Hoth, 2001; White *et al.*, 2000). D'abord, tel qu'illustrée à la figure 1.1, la répartition des herbaçaies est principalement régie par la température moyenne annuelle de l'air et la quantité totale de précipitations annuelles.

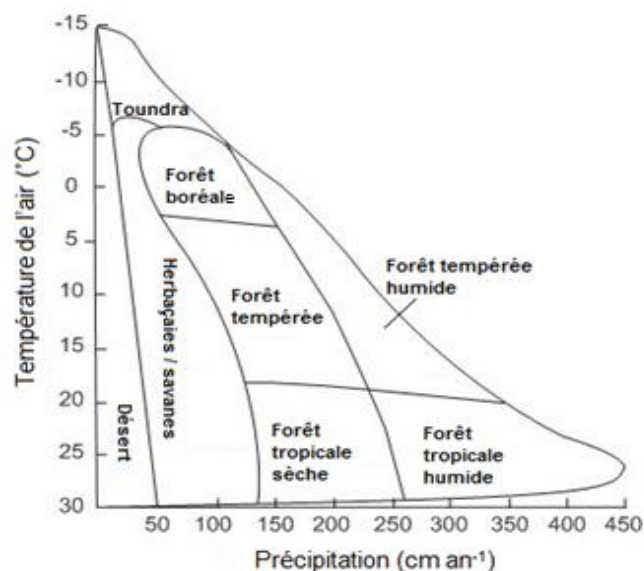


Figure 1.1 **Distribution des principaux biomes en relation avec la température moyenne annuelle de l'air et les précipitations annuelles totales**

Traduction libre

Source : Chapin, F.S., Matson P.A. et Mooney, H.A. (2002). p. 41

Les herbaçaies sont donc des écosystèmes situés à l'intérieur des continents sous des températures moyennes annuelles variant d'environ -5°C à 30°C et pouvant recevoir une quantité totale de précipitations annuelles variant de quelques centimètres à environ 150 centimètres (Suttie, 2007; Chapin *et al.*, 2002).

De façon générale, des sols de types mollisols, vertisols et ultisols se développent sous les herbaçaies (Chapin *et al.*, 2002). Les mollisols, majoritairement présents sous les herbaçaies de l'Amérique du Nord, mais aussi à l'échelle du globe, sont des sols fertiles avec un profond horizon A riche en matière organique et avec un contenu élevé en nutriments jusqu'à l'horizon B (Pieper, 2005; Chapin *et al.*, 2002). Les vertisols, retrouvés dans les régions avec un climat variant d'humide à sec, sont des sols caractérisés par des argiles gonflantes en période humide et qui se fendent en période plus sèche (Chapin *et al.*, 2002). Quant aux ultisols, ceux-ci se retrouvent généralement sous les savanes et subissent un lessivage substantiel. Ces sols ont souvent un fort contenu en argile et sont peu fertiles (Chapin *et al.*, 2002). Les conditions édaphiques, notamment l'humidité contenue dans les sols et la teneur en nutriments, sont ainsi déterminantes dans la capacité des herbaçaies à produire et soutenir une végétation (Pallarés *et al.*, 2005; Harrison *et al.*, 2003; White *et al.*, 2000).

L'herbivorisme constitue également une composante essentielle des herbaçaies, car l'activité de broutage participe au maintien de l'hétérogénéité des herbaçaies et contribue aussi au flux d'énergie et de nutriments dans l'écosystème (White *et al.*, 2000). D'abord, le broutage permet de réduire l'ombrage créé par la végétation et favorise ainsi la croissance des herbacées qui, généralement, sont intolérantes à l'ombre (Suttie, 2007). De ce fait, une herbaçaie qui ne subirait pas l'effet de l'herbivorisme connaîtrait un empiètement par les plantes ligneuses et serait éventuellement éliminée (Suttie, 2007). Ensuite, le dépôt de déjections des herbivores à travers les herbaçaies participe au recyclage des nutriments : à titre d'exemple, 70 à 80 % de l'azote, du phosphore et du calcium ainsi que 80 à 90 % du potassium et du magnésium ingérés par le bétail sont excrétés (Suttie, 2007).

L'herbivorisme contribue également à produire une mosaïque de végétation, ce qui crée une hétérogénéité à travers les herbaçaies (Suttie, 2007). Toutefois, cet effet du broutage doit être considéré en synergie avec l'effet du feu sur les herbaçaies. En prélevant de la biomasse végétale par le broutage, les herbivores modulent la fréquence, l'intensité et la distribution spatiale du feu, car ils influencent spatialement la disponibilité de combustibles (Hobbs, 2006). Le feu est par ailleurs un facteur majeur dans le maintien des herbaçaies puisqu'il permet d'éviter l'empiètement d'espèces ligneuses dans l'écosystème, de retirer la matière organique générée par les organismes végétaux morts et de contribuer au recyclage des nutriments (Suttie, 2007; White *et al.*, 2000). Ainsi, succinctement, l'effet du broutage par les herbivores influence en partie la façon dont les feux vont empêcher la dominance des arbustes et des arbres dans les herbaçaies (Hobbs, 2006).

Enfin, les herbaçaies sont plus que des communautés d'herbacées; elles incluent aussi une grande diversité d'organismes, tant à la surface du sol que sous terre. Ceux-ci participent au maintien des fonctions, de la santé et de la stabilité des herbaçaies (Eddy, 2002).

1.2 L'étendue mondiale des herbaçaies

Les herbaçaies, au sens large, figurent parmi les plus vastes écosystèmes de la planète; elles couvrent approximativement 52,5 millions de km², soit près de 40,5 % de la surface terrestre de la Terre, en excluant le Groenland et l'Antarctique (figure 1.2) (Suttie, 2007; Henwood, 2001; White *et al.*, 2000). De ce 40,5 %, 13,8 % est occupé par des savanes et des savanes arborées, 12,7 % par des arbustaies ouvertes et fermées, 8,3 % par des herbaçaies dépourvues d'arbres et 5,7 % par la toundra (Suttie *et al.*, 2005a).

Mis à part l'Antarctique, les herbaçaies sont présentes sur tous les continents, mais l'Afrique subsaharienne et l'Asie sont les deux régions du monde où sont retrouvées les plus grandes superficies d'herbaçaies, soit respectivement 14,5 et 8,9 millions de km² (White *et al.*, 2000). En termes de superficie par pays, ce sont l'Australie, la Russie, la Chine, les États-Unis et le Canada qui possèdent les plus grandes étendues d'herbaçaies, alors qu'en termes de pourcentage par pays, ce sont le Bénin, la République centrafricaine, le Botswana, le Togo et la Somalie qui détiennent les pourcentages les plus élevés (tableau 1.1) (White *et al.*, 2000).

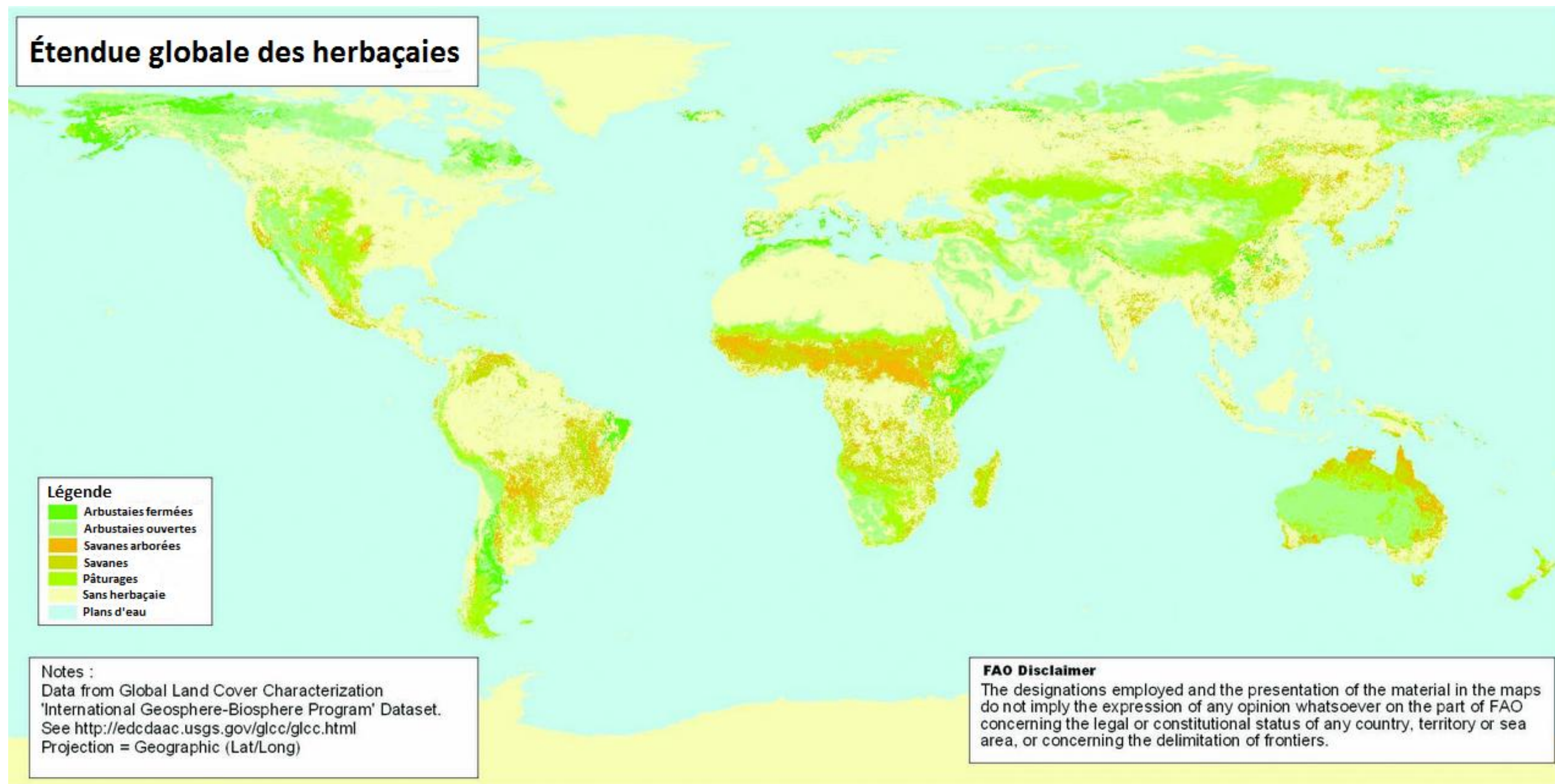


Figure 1.2 Répartition des herbaçaies à l'échelle du globe

Traduction libre

Source : FAO. (2013). <http://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/scpi/cgwg/Figure1big.jpg>

Tableau 1.1 Classement des premiers pays pour la superficie et le pourcentage d'herbaçaies

<i>En termes de superficie d'herbaçaies</i>			
Pays	Région	Superficie terrestre totale (km ²)	Superficie totale d'herbaçaies (km ²)
Australie	Océanie	7 704 716	6 576 417
Russie	Europe	16 851 600	6 256 518
Chine	Asie	9 336 856	3 919 452
États-Unis	Amérique du Nord	9 453 224	3 384 086
Canada	Amérique du Nord	9 908 913	3 167 559
<i>En termes de pourcentage par pays</i>			
Pays	Région	Superficie terrestre totale (km ²)	Pourcentage d'herbaçaies (%)
Bénin	Afrique subsaharienne	116 689	93,1
République centrafricaine	Afrique subsaharienne	621 192	89,2
Botswana	Afrique subsaharienne	579 948	87,8
Togo	Afrique subsaharienne	57 386	87,2
Somalie	Afrique subsaharienne	639 004	86,7

Traduction libre

Inspiré de : White, R., Murray, S. et Rohweder, M. (2000). p. 16 et 17

Cette vaste étendue d'herbaçaies peut être subdivisée en trois grands types, soit les herbaçaies des régions tempérées, les herbaçaies des régions tropicales et subtropicales et enfin, les herbaçaies des régions alpines (Allaby, 2006; Watkinson et Ormerod, 2001).

1.2.1 Les herbaçaies des régions tempérées

Les herbaçaies des régions tempérées, qui comprennent notamment les prairies nord-américaines, les steppes eurasiennes, la Patagonie et la *Pampa* sud-américaines et enfin les *velds* sud-africains, sont parmi les biomes terrestres les plus diversifiés et les plus productifs (Henwood, 1998). D'ailleurs, ces herbaçaies des latitudes tempérées, avec leurs sols plus fertiles et leur climat modéré, constituent certaines des terres agricoles les plus productives (Henwood, 1998).

En Amérique du Nord, les herbaçaies composent la couverture végétale dominante, soit un sixième de cette région (annexe A1.1) (Hoth, 2001). Ces vastes herbaçaies ininterrompues s'étendent des prairies canadiennes jusqu'au golfe du Mexique, de même que dans certaines

régions du Mexique, et couvrent une superficie de 3 millions de km² (Suttie, 2007; Pieper, 2005; Henwood, 1998). Les États-Unis sont couverts à 16 % d'herbaçaies, alors que ces écosystèmes couvrent 5 % du Canada (Hoth, 2001). Les herbaçaies de l'Amérique du Nord sont connues sous le nom de prairies, mais cette région nord-américaine est aussi reconnue comme la zone des *Great Plains*. Cette région est formée de trois bandes de prairies orientées nord-sud, soit, d'ouest en est, les *short-grass prairies*, les *mixed-grass prairies* et les *tallgrass prairies* (Suttie, 2007; Pieper, 2005; Suttie *et al.*, 2005a). Les herbaçaies à herbes hautes (*tallgrass prairies*) sont très productives et possèdent un sol riche en nutriments (Burns *et al.*, 2009). Une végétation ligneuse peut être intégrée à ces prairies, mais varie considérablement selon la latitude (Pieper, 2005). Les précipitations, facteur déterminant la productivité primaire, augmentent d'ouest en est (Pieper, 2005). Le bison d'Amérique (*Bison bison*) a été le grand herbivore dominant de ces prairies jusqu'à la moitié du 19^e siècle, avec plus de 40 à 60 millions d'individus, mais il a ensuite été remplacé majoritairement par le bétail (Pieper, 2005). L'antilopatre (*Antilocapra americana*) est aussi une espèce qui a été abondante (Pieper, 2005). Par ailleurs, ces prairies procurent également un habitat pour une grande diversité de faune, des petits mammifères aux invertébrés, ainsi qu'à de nombreuses populations d'oiseaux (Pieper, 2005).

En Eurasie, les steppes s'étendent sur 110 degrés de longitude, du Danube jusqu'en Chine, en passant par la Roumanie, l'Ukraine, la Russie et la Mongolie (annexes A1.2 et A1.3) (Chen, 2009). Il s'agit d'une des plus grandes superficies d'herbaçaies au monde et elle possède une foisonnante diversité d'espèces végétales : dans certaines régions, la diversité de plantes peut atteindre 80 espèces par mètre carré (Chen, 2009; Allaby, 2006). Parmi les pays couverts par la steppe eurasiennne, la Mongolie est sans aucun doute le pays avec le pourcentage de recouvrement d'herbaçaies le plus élevé. En effet, 80 % de la Mongolie, soit 1 210 000 km², est recouvert d'herbaçaies (Suttie, 2005). Avant la révolution russe, les pâturages étaient exploités par des éleveurs qui dépendaient entièrement des ressources herbacées : les éleveurs et leur cheptel se déplaçaient de façon saisonnière à travers les pâturages, ils pratiquaient donc la transhumance (Suttie *et al.*, 2005a). Le climat froid et aride ne convient en fait qu'au pâturage extensif et à la transhumance, comme en témoignait l'expérience de ces éleveurs (Suttie, 2005). Toutefois, dès 1930, les éleveurs se sont

sédentarisés et collectivisés, ce qui a mis fin aux grands mouvements de transhumance entre différentes zones écologiques (Suttie *et al.*, 2005b).

Partiellement au sud du Chili et majoritairement au sud de l'Argentine, la Patagonie constitue des herbaçaies semi-arides dépourvues d'arbres et parfois parsemées d'arbustes (annexe A1.4) (Cibils et Borrelli, 2005). Un total de 1 378 espèces de plantes vasculaires y a été recensé et près de 30 % de celles-ci sont endémiques (Cibils et Borrelli, 2005). D'ailleurs, en raison de ce haut niveau d'endémisme, la Patagonie a été considérée comme étant un des centres de diversité des plantes (*Centers of Plant Diversity*) identifiés par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) et le Fonds Mondial pour la Nature (WWF) (Cibils et Borrelli, 2005). Bien que la région ait évolué sous de faibles pressions de broutage avec les guanacos (*Lama guanicoe*) comme étant les uniques herbivores ongulés indigènes, l'élevage ovin est toutefois aujourd'hui considéré comme une « monoculture » intensive dans ces herbaçaies (Cibils et Borrelli, 2005).

Également en Amérique du Sud, la *Pampa* est une région d'herbaçaies située entre les latitudes 27°S et 38°S, incluant l'est de l'Argentine (les provinces de Buenos Aires, La Pampa, San Luis, Santa Fe et Entre Ríos), tout l'Uruguay et la partie sud du Brésil (annexe A1.4) (Fonseca *et al.*, 2013). Cette région couvre 892 711 km² et se compose d'une végétation herbacée clairsemée de buissons épineux dispersés et de petits arbres (Fonseca *et al.*, 2013; Allaby, 2006; Pallarés *et al.*, 2005). Plus de 300 espèces végétales ont été recensées dans la strate herbacée de ces écosystèmes (Pallarés *et al.*, 2005). Quelques ongulés y sont présents, notamment le cerf des marais (*Blastocerus dichotomus*) et le cerf des pampas (*Ozotoceros bezoarticus*) (Pallarés *et al.*, 2005). L'élevage est l'activité agricole la plus présente dans la région, mais il s'agit également de terres agricoles dont les sols sont très fertiles et les plus productifs de l'Argentine (Allaby, 2006; Pallarés *et al.*, 2005; Suttie *et al.*, 2005c). En Argentine, la *Pampa* supporte également la région la plus développée et la plus densément peuplée du pays (Henwood, 1998).

En Afrique du Sud, les herbaçaies tempérées localisées à l'est du pays sont connues sous le nom de *velds* et s'étendent sur plus de 295 233 km² (annexe A1.5) (Allaby, 2006; Watkinson et Ormerod, 2001). Ces herbaçaies sont utilisées, depuis de nombreuses années, pour les

produits d'élevage et certaines régions ont aussi été converties en terres cultivées (Henwood, 1998). Au sein de ces écosystèmes, l'herbivorisme, tant par les herbivores domestiques que par les grands herbivores sauvages, a un impact décisif sur la biomasse aérienne et la composition des espèces (Palmer et Ainslie, 2005).

1.2.2 Les herbaçales des régions tropicales et subtropicales

Les herbaçales des régions tropicales et subtropicales sont généralement appelées savanes et elles occupent environ 12 % de la partie terrestre de la Terre (Williams *et al.*, 2005). Ces savanes traduisent le type de végétation le plus courant dans les régions tropicales et subtropicales. Elles sont caractérisées par des mélanges d'herbes et d'arbres, mais avec une dominance au niveau du sol de plantes herbacées (Goheen *et al.*, 2010; Bustamante *et al.*, 2006; CBD, 2001). Toutefois, la production de fourrage dans les savanes est principalement limitée par les précipitations qui varient considérablement dans l'espace et le temps (Kanga *et al.*, 2011).

La surface occupée par les savanes africaines est estimée à environ 13 millions de km² (annexe A1.6) (Allaby, 2006). Dans la portion nord du continent africain, les savanes s'étendent de la limite sud du Sahara, suivant une ligne partant du Sénégal jusqu'au fleuve du Nil et descendent jusqu'à la limite des forêts tropicales (Allaby, 2006). Aussi, 75 % de l'Afrique de l'Est est dominé par des herbaçales, allant des herbaçales composées uniquement d'herbacées à des herbaçales parsemées à différents degrés de végétation ligneuse (Suttie, 2007). Cette partie de l'Afrique est par ailleurs considérée comme un centre de diversité génétique pour les herbacées tropicales : les herbacées indigènes de la région sont évaluées à 1 000 espèces (Reid *et al.*, 2005). L'Afrique de l'Est est aussi reconnue pour sa diversité et son nombre de grands herbivores sauvages; il s'agit en fait de la plus riche diversité au monde (Reid *et al.*, 2005). Dans la portion sud du continent africain, à partir de la limite sud des forêts tropicales, une deuxième frange de savanes s'étale jusqu'à la frontière des déserts du Namib et du Kalahari (Allaby, 2006). Dans les savanes africaines, la suppression des arbres matures par les grands herbivores sauvages, dont les éléphants (*Loxodonta africana*) et les girafes (*Giraffa camelopardalis*), permet le maintien de la

cooccurrence d'arbres et d'herbacées (Goheen *et al.*, 2010). Les acacias figurent parmi les plantes ligneuses les plus caractéristiques des savanes (Allaby, 2006).

Près de la moitié de l'Amérique du Sud est occupée par différents types d'herbages. Concernant les savanes sud-américaines, celles-ci se retrouvent en deux grandes zones au nord et au sud de l'Équateur (annexe A1.5) (Bustamante *et al.*, 2006). Celle située au nord couvre environ 500 000 km² s'étalant sur une partie du Venezuela et de la Colombie et est dénommée *Llanos* (Allaby, 2006; Bustamante *et al.*, 2006). Cette région, de grande importance pour l'élevage extensif de bovins et de buffles, est formée de plaines herbacées et d'arbres épars bordées par les montagnes (Allaby, 2006; Suttie *et al.*, 2005c). L'autre zone, majoritairement située au Brésil, est la région du *Cerrado* qui couvre approximativement 2 millions de km² (Carvalho Mendes *et al.*, 2012; Bustamante *et al.*, 2006). Cette savane est formée d'une mosaïque de formations végétales avec un gradient de densité de plantes ligneuses, allant des herbages ouvertes aux herbages plus densément peuplés en arbustes et arbres (Bustamante *et al.*, 2006). Le *Cerrado* est l'hôte d'environ 4 400 espèces de plantes endémiques, c'est pourquoi il a été désigné comme un des 25 points chauds mondiaux de biodiversité (Carvalho Mendes *et al.*, 2012; Myers *et al.*, 2000).

Les savanes australiennes occupent 2 millions de km² et sont situées principalement au nord du pays (annexe A1.7) (Richards *et al.*, 2012; Williams *et al.*, 2005). Ces savanes de l'Australie sont généralement composées d'eucalyptus (*Eucalyptus spp.*) avec une dominance d'herbacées en sous-étage (Richards *et al.*, 2012; Williams *et al.*, 2005). De grandes populations de faune y sont retrouvées, notamment des kangourous (*Macropus spp.*) et des wallabys (comprenant 8 genres et plusieurs espèces), deux grands herbivores australiens (McIvor, 2005). Ces savanes revêtent une grande valeur environnementale puisqu'elles confinent approximativement 30 % des stocks de carbone terrestres de l'Australie (Williams *et al.*, 2005).

1.2.3 Les herbaçaies alpines

Dans les herbaçaies alpines, le climat et la courte saison de croissance empêchent l'établissement des arbres (Allaby, 2006). Ce type d'herbaçaies est souvent profitable aux éleveurs qui vivent dans les vallées et dans lesquelles la transhumance a longtemps été pratiquée (Allaby, 2006).

La steppe tibétaine est sans contredit la région d'herbaçaies alpines la plus importante (annexe A1.8). D'une superficie de 1,65 million de km², elle contient les herbaçaies les plus élevées au monde, 80 % étant situé à plus de 3 000 m d'altitude et la moitié à plus de 4 500 m (Miller, 2005). La steppe supporte une diversité de mammifères dont certains sont endémiques : l'âne sauvage du Tibet (*Equus kiang*), l'antilope du Tibet (*Pantholops hodgsonii*), la gazelle du Tibet (*Procapra picticaudata*) et le yack (*Bos grunniens*). Des yacks sauvages s'y retrouvent d'ailleurs encore en grands troupeaux (Miller, 2005). Au niveau de la diversité végétale, cette steppe tibétaine témoigne d'une grande ressource génétique pour un nombre prépondérant de plantes fourragères (Miller, 2005). Le sol y est riche en matière organique et possède en moyenne une profondeur de 20 à 40 cm. Par ailleurs, ces sols constituent d'importants puits de carbone (Miller, 2005). Moins d'un pour cent de cette steppe est cultivée, mais les activités d'élevage y sont considérables. Traditionnellement, l'élevage extensif était adapté aux conditions locales et les cheptels étaient régulièrement déplacés afin de maintenir les conditions des herbaçaies et la productivité animale (Miller, 2005). Les déplacements pastoraux étaient bien définis par des organisations sociales et hautement règlementés (Miller, 2005).

Les herbaçaies de la région himalayenne figurent également parmi d'importantes herbaçaies alpines (annexe A1.8). Celles-ci peuvent atteindre plus de 2 100 m d'altitude et se retrouvent ainsi sous un climat aride et froid (Suttie *et al.*, 2005c). La végétation y est dominée par les herbacées, mais quelques arbustes épars peuvent être présents (Henwood, 1998). Il s'agit par ailleurs d'herbaçaies qui regroupent un grand nombre de plantes utilisées à des fins médicinales (Henwood, 1998). À l'image des steppes tibétaines, l'élevage dans les

herbaçaies himalayennes est une activité vitale : le système transhumant est très répandu dans la région de l'Himalaya (Suttie *et al.*, 2005c).

1.3 Les services écosystémiques

Les services écosystémiques et les capitaux naturels responsables de leur production sont essentiels au bon fonctionnement de la vie sur la Terre (Costanza *et al.*, 1997). Par ailleurs, la vie des humains dépend considérablement de la capacité des processus biologiques à fournir leur multitude de bénéfices (White *et al.*, 2000). À ce titre, les herbaçaies procurent différents biens et services soutenant une diversité floristique et faunique et supportant les populations humaines à travers le monde (Reynolds et Frame, 2005; White *et al.*, 2000). Tel qu'illustré à la figure 1.3, les herbaçaies figurent parmi les écosystèmes qui offrent divers biens et services qui, ultimement, répondent aux maints besoins de l'Homme.

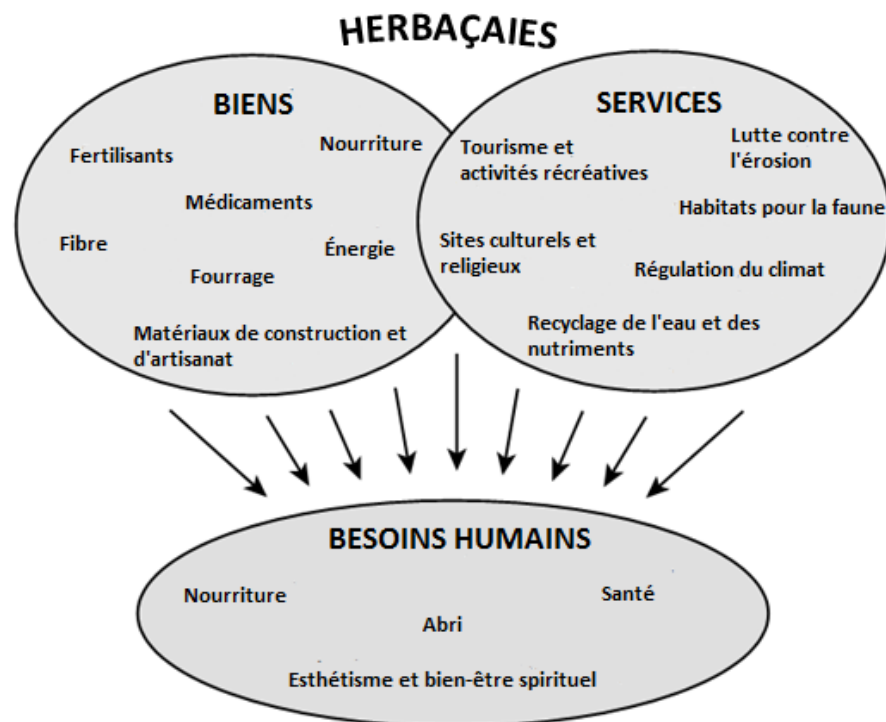


Figure 1.3 Biens et services offerts par les herbaçaies

Traduction libre

Source : White, R., Murray, S. et Rohweder, M. (2000). p. 8

Ces biens et services sont rendus parce que les herbaçales offrent de multiples fonctions d'une grande importance, et ce, tant sur le plan écologique et environnemental, que social et économique (Chen, 2009). La valeur annuelle globale des services écosystémiques offerts par les herbaçales a été estimée à environ 232 US\$ ha⁻¹ an⁻¹ (Costanza *et al.*, 1997). Une utilisation non durable des herbaçales engendre donc des pertes économiques non négligeables, mais affecte également la santé des écosystèmes et le bien-être des humains (Egoh *et al.*, 2009).

1.3.1 Les fonctions écologiques et environnementales des herbaçales

Les écosystèmes d'herbaçales remplissent différentes fonctions qui sont déterminantes sur le plan écologique et environnemental. D'abord, les herbaçales jouent un rôle vital au maintien de la biodiversité; elles hébergent une grande richesse d'espèces dont certaines sont parfois rares ou menacées (Eddy, 2002). D'ailleurs, des 234 centres de diversité de plantes identifiés par l'UICN et le WWF, 40 se situent dans des aires d'herbaçales et 70 sont couverts en partie d'herbaçales (White *et al.*, 2000). Ainsi, près de la moitié de ces centres incluent des herbaçales. Grâce à la structure et à la variété d'espèces végétales qui composent les herbaçales, celles-ci offrent habitats et nourriture à une grande variété d'animaux, de la microfaune du sol aux grands mammifères, mais particulièrement aux herbivores (Eddy, 2002; White *et al.*, 2000). Ces herbaçales sont donc d'incalculables réserves de biodiversité et contribuent ainsi à la conservation *in situ* des ressources génétiques (Solh, 2005; Suttie *et al.*, 2005a).

De plus, au niveau environnemental, ces écosystèmes permettent la régularisation des régimes des eaux, le recyclage des nutriments et aident à bâtir et à maintenir la stabilité des mécanismes du sol (CBD, 2001; White *et al.*, 2000). Ces fonctions sont par ailleurs essentielles au propre maintien des herbaçales, puisque l'eau et l'azote contenus dans ces sols sont deux des facteurs indispensables pour contrôler la production primaire aérienne nette de ces écosystèmes (Chapin *et al.*, 2002). De plus, la couverture de végétation naturelle joue un rôle majeur dans la réduction de l'érosion des sols et aide à prévenir la dégradation de ces derniers (Carlier *et al.*, 2009; Chen, 2009; CBD, 2001). Bien que les racines des herbacées possèdent généralement un diamètre de moins d'un millimètre, les

systèmes racinaires denses et volumineux qu'elles forment à travers les herbaçaies œuvrent à retenir le sol et, de cette manière, à prévenir l'érosion (Chen, 2009).

Ensuite, les herbaçaies, qui représentent un énorme puits de carbone, jouent un rôle prépondérant à la limitation du réchauffement climatique (Suttie *et al.*, 2005a; Hoth, 2001; White *et al.*, 2000). Contrairement aux forêts tropicales, où le carbone est majoritairement stocké dans la végétation aérienne, le carbone des herbaçaies est quant à lui massivement stocké dans le sol (Suttie *et al.*, 2005a; Soussana *et al.*, 2004; White *et al.*, 2000). Les sols de ces écosystèmes d'herbacées ont un potentiel de séquestration du carbone qui équivaut à près du double de ce qui est observé dans les sols des terres arables (Mestdagh, 2003 cité dans Carlier *et al.*, 2009). Le terme séquestration fait référence ici au processus de retrait du gaz carbonique (CO₂) atmosphérique pour le stocker dans des réservoirs (Jones et Donnelly, 2004). En fait, près de 50 % du carbone fixé au cours de la photosynthèse est transféré au sol par accumulation de matière organique dérivée des plantes et se répartit ensuite entre l'utilisation pour la croissance des racines et la rhizosphère, soit l'interface sol-racine riche en micro-organismes qui s'approprient une partie de ce carbone pour la respiration (figure 1.4) (Rees *et al.*, 2004). La rhizodéposition, c'est-à-dire le transfert du carbone des racines au sol suite à la sénescence et au renouvellement des racines, ou bien par exsudation du carbone par les racines ou par production de mucilage, est le phénomène qui permet ultimement de stocker le carbone dans le sol (Jones et Donnelly, 2004; Rees *et al.*, 2004; Soussana *et al.*, 2004). Les déchets animaux contribuent également, mais en proportion moindre, au stockage de carbone dans ces sols (Jones et Donnelly, 2004; Rees *et al.*, 2004; Soussana *et al.*, 2004).

Ce stockage du carbone est bénéfique pour l'environnement, puisqu'il permet à la fois de retirer une partie du CO₂ de l'atmosphère et une fois dans le sol, il augmente la capacité d'échange cationique, la fertilité du sol, la capacité de rétention de l'eau, l'agrégation du sol et finalement, il réduit l'érosion (Conant et Paustian, 2002). Enfin, bien que le potentiel de stockage de carbone par hectare soit moindre dans les herbaçaies que dans les forêts, les herbaçaies constituent tout de même un puits de carbone majeur puisqu'elles sont plus vastes à l'échelle mondiale que les forêts (White *et al.*, 2000).

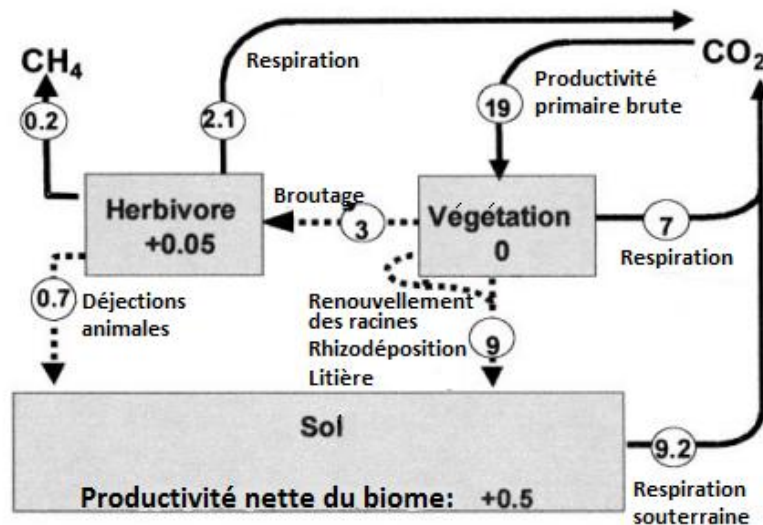


Figure 1.4 Cycle du carbone dans des herbaçailles pâturées

Les principaux flux de carbone ($\text{t C ha}^{-1} \text{an}^{-1}$) sont illustrés pour un exemple d'une herbaçaille pâturée à raison de deux unités de bétail par hectare.

Traduction libre

Source : Soussana, J.-F., Loiseau, P., Vuichard, N., Ceschia, E., Balesdent, J., Chevalier, T. et Arrouays, D. (2004). p. 221

Finalement, le transfert du carbone des plantes à la rhizosphère, ou bien le broutage par les herbivores qui favorise l'exsudation du carbone par les racines, stimulent l'activité microbienne de la rhizosphère et le renouvellement de la matière organique du sol (Bai *et al.*, 2012; Millard et Singh, 2010). Cela favorise la libération des nutriments et des éléments inhérents à la production primaire, dont l'azote, qui peuvent à leur tour être absorbés par les plantes (Bai *et al.*, 2012; Millard et Singh, 2010).

1.3.2 Les fonctions sociales des herbaçailles

Plusieurs peuples ont vécu en association avec les herbaçailles depuis des milliers d'années. Ces écosystèmes ont été pour eux une composante essentielle dans la création de leur culture, en plus d'offrir un paysage esthétique favorisant le bien-être (Chen, 2009; White *et al.*, 2000). À titre d'exemple, les steppes et les nomades mongols forment aujourd'hui un paysage culturel, c'est-à-dire que la culture mongole a été fondée par une association entre

le paysage et le peuple, lesquels dépendent maintenant chacun l'un de l'autre pour exister (Buckley *et al.*, 2008).

De plus, les herbaçaies, de par leurs caractéristiques édaphiques et biologiques, favorisent la mise en culture des terres et l'élevage de cheptels d'animaux domestiques, promouvant par le fait même la sédentarisation des peuples (Eddy, 2002; CBD, 2001; Hoth, 2001; White *et al.*, 2000). Ainsi, dans tous les pays, mais particulièrement dans les pays en développement, des millions d'agriculteurs et d'éleveurs dépendent des herbaçaies et des produits qu'ils peuvent en soutirer pour assurer leur subsistance (Solh, 2005). En effet, en plus d'être utilisées comme terres cultivées, les herbaçaies procurent le fourrage pour le bétail domestique qui, à son tour, permet de supporter les besoins vitaux des humains, notamment en fournissant viande, lait, laine, produits en cuir, etc. (Suttie *et al.*, 2005a; White *et al.*, 2000). Puisque les herbivores ont avant tout la capacité de convertir des sources de protéines et d'énergie en produits alimentaires, qui seraient autrement non disponibles, ces animaux demeurent par conséquent une composante essentielle dans les fonctions sociales que remplissent les herbaçaies (Carlier *et al.*, 2009). Pour près de 200 millions de personnes autour du monde, l'élevage du bétail est probablement le seul moyen de subsistance (Reynolds et Frame, 2005).

Dans certaines régions, les herbaçaies ont également une grande valeur médicinale puisqu'elles concentrent de nombreuses plantes qui ont un potentiel curatif (Suttie *et al.*, 2005b; Eddy, 2002; CBD, 2001). Par exemple, il a été estimé que plus de 80 % des Sud-Africains adhèrent à la médecine traditionnelle qui a recours à un grand nombre de plantes (Dold et Cocks, 2002).

1.3.3 Les fonctions économiques des herbaçaies

Tel que mentionné dans la section précédente, les herbaçaies offrent une grande valeur pour les pratiques pastorales et agricoles (Eddy, 2002; CBD, 2001; Hoth, 2001; White *et al.*, 2000). Lorsqu'elles sont exploitées, ces herbaçaies deviennent alors une source potentielle de revenus.

Les herbaçaies symbolisent également les écosystèmes naturels desquels émane une grande proportion des animaux aujourd'hui domestiqués à des fins d'élevage (Sala et Paruelo, 1997). De plus, les herbaçaies sont, en quelque sorte, les pépinières et les banques de graines de plusieurs espèces largement cultivées. Aujourd'hui encore, ces écosystèmes sont les sources premières de ressources génétiques pour augmenter et diversifier les cultures ou les produits pharmaceutiques et médicaux sur le marché (Reynolds et Frame, 2005; Suttie *et al.*, 2005a; CBD, 2001; White *et al.*, 2000). D'ailleurs, les plantes médicinales des herbaçaies ont une forte valeur pour la santé, tel qu'évoqué ci-dessus, mais elles témoignent également d'une composante économique étroitement liée à la biodiversité des herbaçaies (Fátima Agra *et al.*, 2008). En Afrique du Sud notamment, au-delà de 700 espèces sont reconnues comme étant commercialisées à des fins médicales (Dold et Cocks, 2002). Ainsi, les ressources génétiques des herbaçaies ont une grande valeur de conservation pour les humains qui dépendent de différentes espèces provenant de ces écosystèmes pour répondre à leurs besoins (Sala et Paruelo, 1997).

Par ailleurs, lorsqu'elles sont bien gérées et aménagées, les herbaçaies confèrent un réel potentiel pour la mise en place d'activités récréotouristiques qui génèrent des contributions économiques majeures dans certains pays (Carlier *et al.*, 2009; Suttie *et al.*, 2005a; Eddy, 2002; White *et al.*, 2000). Les herbaçaies offrent effectivement des paysages captivants pour l'observation de la biodiversité sauvage et le tourisme, ainsi que d'imposants gibiers pour la chasse sportive (Carlier *et al.*, 2009; CBD, 2001; White *et al.*, 2000). Parce qu'elle constitue un paysage culturel, la steppe mongole figure parmi les exemples d'herbaçaies qui attirent un grand nombre de touristes annuellement (Buckley *et al.*, 2008). D'autres herbaçaies à travers le monde ont également développé le tourisme, mais généralement pour des raisons autres que les considérations d'ordre culturel : l'attraction première des touristes dans les savanes de l'Afrique de l'Est et dans les herbaçaies de l'Afrique du Sud repose essentiellement sur la possibilité d'y observer la faune sauvage dans des écosystèmes relativement intacts via les parcs nationaux (Buckley *et al.*, 2008). C'est pourquoi bien des herbaçaies font aujourd'hui l'objet de promotion pour le tourisme; cela est reconnu comme une alternative clé dans le cadre du développement économique national, principalement dans les pays en développement (Binns et Nel, 2002).

1.4 La situation actuelle des herbaçaies

L'explosion démographique de la population humaine, de même que l'augmentation des troupeaux de bétail, ont fortement contribué à imposer des pressions sur le rôle multifonctionnel des herbaçaies mondiales. Une forte proportion des pâturages a été convertie en terres cultivées ou connaît actuellement un surpâturage par le bétail (Carlier *et al.*, 2009; Solh, 2005). D'ailleurs, une étude réalisée par White *et al.* (2000) sur les herbaçaies, à travers l'analyse d'une combinaison de diverses données satellites, a permis de détecter avec certitude une perte non négligeable de végétation et des indices d'érosion du sol dans ce type d'écosystème, et ce, à l'échelle du globe. À titre d'exemple, les herbaçaies de l'Europe de l'Ouest ont connu un déclin de plus de 8 millions d'hectares depuis les années 1950 (Carlier *et al.*, 2009).

La WWF (2000) a identifié les régions du monde qui sont considérées critiques, en danger ou vulnérables à l'impact direct de l'Homme (figure 1.5). Lorsqu'elles sont superposées à la carte de la distribution mondiale des herbaçaies (figure 1.1), il apparaît qu'une grande proportion de ces zones menacées correspond aux écosystèmes d'herbaçaies. Pourtant, seulement 1 % des herbaçaies est sous un régime de conservation. Les herbaçaies sont donc parmi les écosystèmes les plus en danger dans bien des régions du monde (Henwood, 2001).

D'autre part, selon les analyses de White *et al.* (2000), ce sont dans les écosystèmes d'herbaçaies que se retrouvent les plus grandes concentrations de populations humaines. Parce que les herbaçaies sont relativement ou complètement dépourvues d'arbres, elles ont suscité un grand intérêt à des fins d'implantation agricoles et pastorales, engendrant par conséquent l'isolement de fragments de ces écosystèmes natifs et des changements dans la structure et la composition écosystémiques (Eddy, 2002). White *et al.* (2000) ont d'ailleurs dressé le portrait des modifications anthropiques des herbaçaies de cinq écorégions du monde, soit en Amérique du Nord, en Amérique du Sud, en Afrique, en Asie et en Australie. Les résultats de leur étude, résumés au tableau 1.2, illustrent la portée de la transformation et de la perte de ces écosystèmes. Bien qu'elle remonte à l'année 2000, des études plus récentes supportent néanmoins l'étude de White *et al.* (Mara, 2012; Carlier *et al.*, 2009).

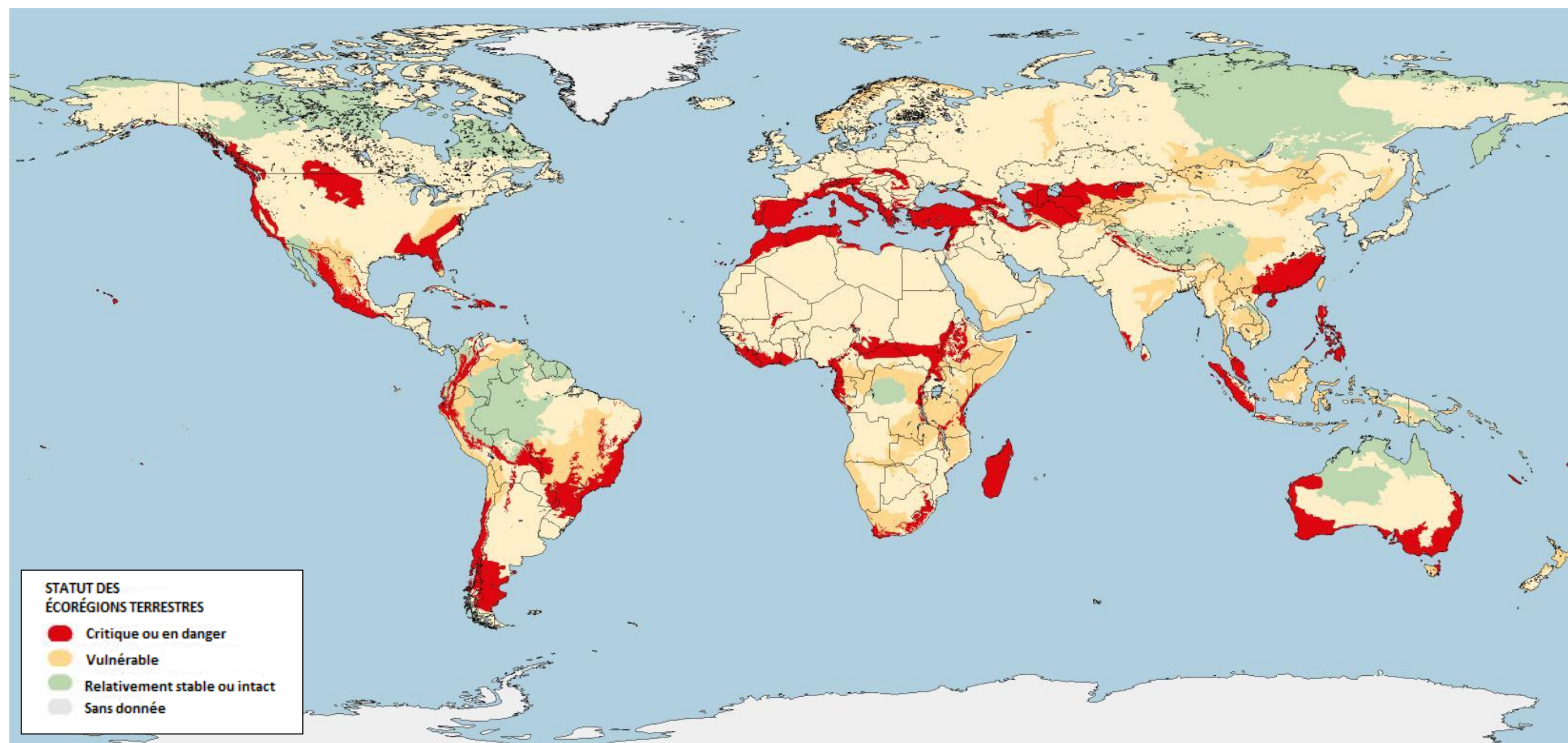


Figure 1.5 Degré de menaces subies dans les différentes régions du monde

Traduction libre

Source : WWF. (2000). http://awsassets.panda.org/downloads/status_map.jpg

Tableau 1.2 Conversion des écorégions d'herbages

Écorégion	Étendue des herbages (%)	Estimé de la conversion		
		Étendue des terres cultivées (%)	Étendue urbaine (%)	Autre (%)
<i>Tallgrass</i> prairie nord-américaine ^a	9,4	71,2	18,7	0,7
<i>Cerrado</i> sud-américain ^b	21,0	71,0	5,0	3,0
Steppe asiatique/daurienne ^c	71,7	19,9	1,5	6,9
<i>Mopane</i> central et est et <i>Miombo</i> arboré ^d	73,3	19,1	0,4	7,2
Arbustales australiennes du sud-ouest et herbages arborés ^e	56,7	37,2	1,8	4,4

Notes :

^a L'écorégion est en Amérique du Nord : États-Unis

^b L'écorégion est en Amérique du Sud : Brésil, Paraguay et Bolivie

^c L'écorégion est en Asie : Mongolie, Russie et Chine

^d L'écorégion est en Afrique subsaharienne : Tanzanie, Rwanda, Burundi, Rép. Dém. Congo, Zambie, Botswana, Zimbabwe et Mozambique

^e L'écorégion est en Océanie : Australie

Traduction libre

Source : White, R., Murray, S. et Rohweder, M. (2000). p. 21

La conversion des terres s'accompagne généralement du retrait de la végétation indigène pour laisser place aux semences des cultures, à la vulnérabilité accrue du sol désormais exposé à l'érosion éolienne et hydrique, à un changement de la composition du sol par l'ajout de pesticides et de fertilisants ainsi qu'à l'altération de la capacité de rétention du sol. Ces effets auront tous des impacts considérables sur la diversité des espèces végétales et animales (Baskaran *et al.*, 2012; CBD, 2001; White *et al.*, 2000). Souvent, les herbages sont remplacées par des monocultures pérennes qui causent effectivement une détérioration de la biodiversité (Carlier *et al.*, 2009). De plus, ces herbages perturbés incluent couramment des plantes exotiques ainsi que la prolifération de plantes nuisibles, tant au plan écologique qu'économique (Eddy, 2002).

Outre les enjeux au niveau de la biodiversité, la séquestration du carbone est aussi un enjeu majeur dans les herbages, notamment pour réduire la quantité de CO₂ dans l'atmosphère et minimiser les effets des émissions excessives de carbone. Pourtant, plusieurs des

modifications engendrées dans les herbaçaies, dont la conversion en terres agricoles et d'élevage, l'urbanisation et la fragmentation, ont affecté le stockage du carbone dans ces écosystèmes (Carlier *et al.*, 2009; White *et al.*, 2000). Ces perturbations ont donc favorisé la transformation de ces puits de carbone en source de carbone (Carlier *et al.*, 2009; White *et al.*, 2000). En fait, toutes ces perturbations découlent d'un prélèvement de la végétation et d'une déstabilisation du sol, ce qui provoque une perte de carbone organique. Dans un contexte d'urbanisation, le pavement des herbaçaies pour la construction de routes réduit considérablement le potentiel de stockage de carbone (White *et al.*, 2000). Lorsque l'élevage mène au surpâturage, il en résulte une perte considérable de biomasse végétale ainsi qu'un piétinement intensif qui compacte la surface du sol, des effets qui réduisent l'infiltration de l'eau et qui accroissent le ruissellement et l'érosion du sol pour y engendrer des pertes de carbone (Sala et Paruelo, 1997).

1.4.1 Dans un contexte de pays développés

En Amérique du Nord et en Europe, d'immenses superficies d'herbaçaies ont subi des modifications anthropiques, notamment pour la culture et l'urbanisation. Leur capacité à fournir des biens et services est de moins en moins efficace (White *et al.*, 2000).

De 1830 jusqu'à 1998, les prairies de l'Amérique du Nord, qui subissent un phénomène de fragmentation majeur, ont connu un déclin de près de 97 %. Elles sont ainsi devenues les communautés écologiques de l'Amérique du Nord les plus menacées (Hoth, 2001; Samson *et al.*, 1998 cités dans White *et al.*, 2000; Samson et Knopf, 1994 cités dans White *et al.*, 2000). Le tableau 1.2 dénote l'ampleur de la perte d'herbaçaies qui se répand en Amérique du Nord; l'exemple de la région des *tallgrass prairies* aux États-Unis montre une conversion de près de 90 % de l'écorégion en terres cultivées et en zones urbanisées (White *et al.*, 2000). Il est estimé que seulement 1 % des prairies naturelles à hautes herbes (*tallgrass prairies*) demeurent, que les prairies à herbes mixtes (*mixed grass prairies*) ont été réduites à 20 % de leur superficie originelle et que seulement la moitié des herbaçaies naturelles à herbes courtes (*short grass prairies*) n'a pas encore été cultivée (Pieper, 2005; Hoth, 2001). De plus, environ 20 % seulement des prairies canadiennes demeurent dans de bonnes

conditions (Wellicome, 2001). Le déclin des herbaçaies en Amérique du Nord est principalement causé par l'expansion de l'agriculture, l'urbanisation, l'exploitation des aquifères et minérale, accompagnées par la propagation d'espèces envahissantes. Cela engendre inévitablement une fragmentation du territoire ainsi qu'une perte d'habitats pour de nombreuses espèces (Pieper, 2005; Hoth, 2001; Langer et Knowles, 2001). Un autre facteur menaçant pour ces écosystèmes se traduit par la pression exercée par l'agriculture afin d'assurer la concurrence sur le marché mondial (Wellicome, 2001).

Ces modifications des herbaçaies en Amérique du Nord ont des répercussions notables sur la biodiversité de ces écosystèmes. Plusieurs espèces d'oiseaux des prairies et des milieux agricoles, par exemple, présentent les plus forts taux de déclin parmi tous les oiseaux à travers l'Amérique du Nord (North American Bird Conservation Initiative Canada, 2012; Murphy, 2003; Hoth, 2001). Ce déclin est plus important que dans toutes autres régions du monde (Hoth, 2001). D'autres espèces, dont le bison d'Amérique, ont été menacées au point de devenir en danger critique d'extinction (Hoth, 2001). D'ailleurs, les herbaçaies des régions tempérées, dont plusieurs se situent dans les pays développés, ont été décrites comme le biome possédant le moins d'aires protégées en vertu du système mondial d'aires protégées de l'UICN (Henwood, 1998).

De même, les herbaçaies naturelles des pays d'Europe ont connu, au cours du dernier siècle, une perte dramatique de leur étendue ainsi que l'isolement des fragments restants (Pärtel *et al.*, 2005). L'intensification de la culture des terres, l'augmentation de la charge en éléments nutritifs par l'introduction de fertilisants chimiques et l'urbanisation sont les principaux facteurs responsables de leur diminution (Pärtel *et al.*, 2005; WallisDeVries *et al.*, 2002; Willems, 2001). Ce déclin menace sans contredit la biodiversité européenne, des gènes au paysage (Pärtel *et al.*, 2005). Par exemple, en Finlande, au moins 42 espèces d'invertébrés, 4 espèces de plantes vasculaires et 3 espèces de champignons, qui dépendent toutes principalement des herbaçaies, sont déjà éteintes tandis que respectivement 232, 60 et 38 espèces sont menacées (Ikonen *et al.*, 2004 cités dans Pärtel *et al.*, 2005).

L'Australie connaît également de fortes perturbations de ses herbaçales. En effet, les fortes pressions de broutage par le bétail ont mené à la substitution des plantes comestibles pour les herbivores par des plantes envahissantes nuisibles (Laurance *et al.*, 2011; McIvor, 2005; Williams *et al.*, 2005). Le drainage des terres enrichies de nutriments provenant de fertilisants chimiques, la perturbation du sol par la création de routes ainsi que l'urbanisation semblent donner aux espèces non indigènes un avantage concurrentiel sur les espèces indigènes des herbaçales australiennes (Williams *et al.*, 2005). Ces plantes nuisibles altèrent profondément les attributs des écosystèmes, tel que le stockage du carbone et le cycle de l'azote, de même que le régime des feux (Laurance *et al.*, 2011). D'ailleurs, la hausse de la fréquence des feux en Australie a provoqué une baisse de la productivité nette des écosystèmes de même qu'une diminution de la diversité animale et végétale (Richards *et al.*, 2012). De plus, la fragmentation et l'isolement de parcelles d'herbaçales génèrent une diminution de la disponibilité d'habitats pour la faune et la flore indigènes, menant parfois à des extinctions locales d'espèces (Williams *et al.*, 2005).

La steppe russe a été considérablement labourée pour la culture au cours du 20^e siècle. Initialement, les cultures étaient en alternance avec les herbaçales laissées en régénération, mais, depuis la moitié du 20^e siècle, les cultures se sont de plus en plus intensifiées (Boonman et Mikhalev, 2005). L'expérience de ces cultivateurs avait pourtant montré qu'une rotation entre les cultures et les herbaçales laissées à l'état naturel permettait de préserver la structure du sol (Boonman et Mikhalev, 2005). L'intensification de la mise en culture de la terre a d'ailleurs été accompagnée d'un déclin du contenu en matière organique et, subséquemment, par la minéralisation du sol (Boonman et Mikhalev, 2005). Cette intensification de l'agriculture dans les steppes de Russie se résume aussi par un processus de désertification, une salinisation des sols et une déflation excessive, c'est-à-dire une érosion par le vent des particules fines de sol et des débris meubles (Hölzel *et al.*, 2002). Une perte d'habitats naturels découle alors de ces impacts environnementaux (Hölzel *et al.*, 2002). Les effets du broutage sur la compaction du sol et la rétention de l'humidité du sol sont également des thèmes récurrents pour la steppe russe (Boonman et Mikhalev, 2005; Hölzel *et al.*, 2002).

1.4.2 Dans un contexte de pays en développement

Le tableau 1.2 laisse entendre que dans les pays en développement, que ce soit en Afrique, en Amérique du Sud ou en Asie, le phénomène d'urbanisation est de moindre importance dans les herbaçaies, mais que la conversion de ces dernières en terres agricoles demeure importante (Palmer et Ainslie, 2005; White *et al.*, 2000). Par ailleurs, ce sont les herbaçaies de l'Afrique subsaharienne qui ont subi le plus fort déclin, avec une superficie de mosaïques d'agriculture et d'herbaçaies atteignant, en 2000, environ 3,5 millions de km² (White *et al.*, 2000). En Amérique du Sud, ces mosaïques, particulièrement présentes dans la partie nord-est du Brésil, occupaient en 2000 une superficie de 1,4 million de km², alors qu'en Asie, ce type de couverture du sol représentait 1,2 million de km² (White *et al.*, 2000).

Les herbaçaies d'Afrique, d'Amérique du Sud et d'Asie, sont d'ailleurs les plus densément peuplées (White *et al.*, 2000). Puisque les populations rurales sont en expansion, celles-ci s'étendent de plus en plus vers les terres qui n'ont pas encore été exploitées ou sur les terres moins productives pour l'agriculture (Gordon, 2009). Cela a pour conséquence de modifier directement l'habitat de la faune sauvage, voire même la persécution de cette dernière (Gordon, 2009). Ainsi, dans les pays en développement, la faune sauvage est restreinte à des aires de plus en plus petites et isolées. Éventuellement, dans certains de ces pays, la faune sauvage sera confinée aux aires protégées (Gordon, 2009).

Les pâturages sud-sahéliens ont subi beaucoup de dégâts dans les 50 dernières années, notamment provoqués par une augmentation de la population humaine et une avancée importante des cultures dans les zones marginales. L'agriculture est d'ailleurs de plus en plus intensive dans cette région de l'Afrique et l'intérêt pour les cultures de rente y est croissant (Nacoulma *et al.*, 2011). En Afrique de l'Est, le pastoralisme traditionnel et durable, qui a été développé au cours des derniers 300 à 400 ans afin de subvenir aux besoins vitaux des Africains, est maintenant largement menacé par le développement de l'agriculture plus intensive, la croissance de la population et le besoin de produire de plus en plus de nourriture (Reid *et al.*, 2005). D'autre part, alors que les produits résultant de l'élevage étaient traditionnellement pour la subsistance et la richesse personnelle, plusieurs d'entre eux sont désormais commercialisés (Reid *et al.*, 2005). De plus, dans cette région de l'Afrique, la

faune sauvage est très répandue dans les pâturages. Toutefois, l'intensification des activités d'élevage et d'agriculture, notamment le long des cours d'eau, nuit considérablement à cette faune et limite même l'accès de cette dernière à ces sources d'eau et aux aires de broutage (Bhola *et al.*, 2012; Kanga *et al.*, 2011).

En Afrique du Sud, il est estimé qu'au-delà de 13 millions d'hectares d'herbaçaies ont été sujet à un envahissement par des arbustes épineux : l'empiètement arbustif y est un phénomène de plus en plus répandu (Suttie *et al.*, 2005b; Roques *et al.*, 2001). L'utilisation des herbaçaies sud-africaines pour l'élevage du bétail a engendré du surpâturage et une perturbation des régimes de feux, offrant ainsi des conditions qui ont facilité l'envahissement par les arbustes (Roques *et al.*, 2001). Cet empiètement arbustif a pour conséquence de générer un nouveau microclimat dans les herbaçaies et de modifier la teneur en eau du sol et la disponibilité des nutriments, ce qui altère la productivité des plantes herbacées (Roques *et al.*, 2001). Aussi, les *velds* connaissent d'importantes pressions causées par l'urbanisation, l'industrialisation et les activités minières (Henwood, 1998). Enfin, l'Afrique du Sud témoigne d'une confrontation observée dans bien des herbaçaies de pays en développement : il s'agit de la transformation des terres au service du développement économique et de la limitation de l'augmentation des terres protégées (O'Connor et Kuyler, 2009).

Les herbaçaies de l'Amérique du Sud connaissent également de sérieuses perturbations. En Patagonie, l'élevage ovin est vaste; chaque ferme a, en moyenne, de 3 à 4 enclos clôturés de 5 000 ha (Cibils et Borrelli, 2005). De ce fait, une grande partie de la végétation de la Patagonie a été sévèrement modifiée et fragmentée par l'élevage intensif des moutons, particulièrement au cours des 50 dernières années (Suttie *et al.*, 2005b). Cela a engendré, dans bien des parties de la Patagonie, une substitution des espèces d'herbacées comestibles pour les grands herbivores par des plantes ligneuses envahissantes (Cibils et Borrelli, 2005). Le surpâturage a entraîné une dégradation notable des herbaçaies, qui, couplée à la faiblesse des prix des produits de l'élevage, a causé de graves problèmes économiques pour les éleveurs (Suttie *et al.*, 2005a). Il est maintenant estimé que plus de 90 % des sols de la Patagonie sont dégradés (Cibils et Borrelli, 2005). Dans le *Cerrado* du Brésil, 40 % de l'aire originelle a été convertie en terres cultivées, notamment pour le soya

(Allaby, 2006). L'expansion rapide de l'agriculture a des répercussions majeures sur la qualité des habitats pour la faune et la flore et sur leur fragmentation, ce qui est alarmant puisqu'il s'agit d'un point chaud de biodiversité (Barreto *et al.*, 2012). Dans la *Pampa* argentine, tout comme en Uruguay, l'intensification de l'agriculture et l'expansion de monocultures de soya, tournesol, blé et maïs compromettent la durabilité de ces herbaçales de même que le rendement de services écosystémiques, notamment pour la préservation des sols et la séquestration du carbone (Fonseca *et al.*, 2013; Baldi et Paruelo, 2008). De plus, l'élevage du bétail, qui a des impacts notables sur l'environnement, est une activité économique concomitante avec l'agriculture dans cette région de l'Amérique du Sud (Fonseca *et al.*, 2013).

De l'autre côté du globe, les écosystèmes d'herbaçales semi-arides en Mongolie ont été surutilisés à cause d'un pâturage continu par des concentrations élevées de cheptels, notamment suite aux changements de politiques du dernier siècle (Chen *et al.*, 2012; Suttie, 2005). En effet, les cheptels ont considérablement crû en Mongolie au cours du 20^e siècle, tel qu'en témoigne le tableau 1.3 (Suttie, 2005).

Tableau 1.3 Évolution des stocks d'animaux d'élevage en Mongolie de 1918 à 2003

Année	Chameaux	Chevaux	Bovins ^a	Moutons	Chèvres
1918	228,7	1 150,5	1 978,7	5 700,0	1 487,9
1924	275,0	1 389,8	1 512,1	8 444,8	2 204,4
1930	480,9	1 566,9	1 887,3	15 660,3	4 080,8
1940	643,4	2 538,1	2 722,8	15 384,2	5 096,3
1950	844,2	2 317,9	1 987,8	12 574,6	4 978,6
1961	751,7	2 289,3	1 637,4	10 981,9	4 732,6
1970	633,5	2 317,9	2 107,8	13 311,7	4 204,0
1980	591,5	1 885,4	2 397,1	14 230,7	4 566,7
1985	559,0	1 971,0	2 408,1	13 248,8	4 298,6
1992	415,2	2 200,2	2 840,0	14 657,0	5 602,5
1996	357,9	2 270,5	3 476,3	13 560,6	9 134,8
2000	322,9	2 660,7	3 976,0	13 876,4	10 269,8
2003	275,0	2 200,0	2 053,7	11 797,0	8 858,0

^a Les bovins incluent les yacks

Traduction libre

Source : Suttie, J.M. (2005). p. 265

Par ailleurs, au cours des dernières décennies, un déclin généralisé de l'état des herbaçaies près des agglomérations a été noté, résultant du surpâturage causé par l'élevage intensif (Chen *et al.*, 2012; Suttie, 2005). La détérioration des herbaçaies est aussi sévère en Chine. Aujourd'hui, 90 % des herbaçaies y montrent des signes de détérioration (Suttie *et al.*, 2005c). C'est un total de 130 millions d'hectares d'herbaçaies qui était caractérisé de modérément dégradées en 2005. Cette superficie aurait augmenté de 20 millions d'hectares chaque année (Suttie *et al.*, 2005c). De plus, dans la steppe tibétaine, tout comme dans les pâturages himalayens, les techniques d'élevage et les systèmes de gestion traditionnels sont aujourd'hui très altérés avec le développement moderne qui se répand dans la région. De nombreux éleveurs se sont sédentarisés et les densités d'animaux d'élevage ont considérablement augmenté, ce qui a causé un fort broutage et piétinement du sol (Miller, 2005). En fait, le tiers des pâturages tibétains sont désormais considérés de modérément à sévèrement dégradés (Miller, 2005).

1.5 L'avenir des herbaçaies

La hausse de la population humaine et la baisse de la superficie des terres cultivables et disponibles pour l'élevage ont mené à l'intensification de l'utilisation des herbaçaies (Reynolds et Frame, 2005). Pour nourrir les près de 9 à 10 milliards de personnes attendues sur Terre au cours du 21^e siècle et pour assurer l'adéquation à long terme des ressources alimentaires mondiales, la production alimentaire devra doubler (Gabriel *et al.*, 2013; Tscharncke *et al.*, 2012; Godfray, 2011; Reynolds et Frame, 2005).

Le changement d'utilisation de la terre dans les herbaçaies évoque toutefois un problème socioéconomique et environnemental complexe. D'un côté, l'exploitation des herbaçaies est essentielle, voire vitale, pour la subsistance des humains et elle favorise le développement économique. D'un autre côté, cela génère une rétroaction d'impacts qui modifient les flux d'énergie et de matière, la structure, la composition et le fonctionnement des écosystèmes naturels et l'apport de biens et services qui profitent au bien-être des humains (Baldi et Paruelo, 2008).

Les herbaçaies naturelles sont en équilibre avec leur environnement et toutes perturbations pourraient en effet affecter considérablement les composantes de ce système (Carlier *et al.*, 2009). En tant que partie intégrante des herbaçaies, les grands herbivores sauvages ont une influence majeure sur le fonctionnement des ces écosystèmes (White *et al.*, 2000). Il s'avère donc primordial de saisir l'importance de leur rôle au sein des herbaçaies.

Chapitre 2

Les grands herbivores des herbaçaies

Les populations de grands herbivores sont caractéristiques des herbaçaies à travers le globe, que ce soit les bisons de l'Amérique du Nord, les gnous (*Connochaetes spp.*) et les zèbres (*Equus spp.*) de l'Afrique, les antilopes du Tibet en Asie ou les kangourous de l'Australie (White *et al.*, 2000). Les herbaçaies procurent un habitat correspondant aux besoins de ces mammifères, mais ces grands herbivores sont également une composante essentielle de ces écosystèmes (White *et al.*, 2000). Ce deuxième chapitre a donc pour objectif de décrire le rôle écologique des grands herbivores présents dans les herbaçaies à l'échelle mondiale.

2.1 La diversité de grands herbivores à travers les herbaçaies

Les grands mammifères herbivores, c'est-à-dire les herbivores dont la masse corporelle est supérieure à 2 kg, occupent la moitié de la surface terrestre de la planète (Fritz et Loison, 2006; Olff *et al.*, 2002). À la fin du 20^e siècle, environ 175 espèces de grands herbivores étaient recensées sur l'ensemble du globe (Gordon, 2009; Gordon *et al.*, 2004). Bien que les écosystèmes d'herbacées soutiennent la plus grande biomasse d'herbivores comparativement à tout autre habitat terrestre, la diversité varie d'une région à l'autre (Frank *et al.*, 1998). Il est reconnu que la diversité de grands herbivores augmente en fonction de la productivité des écosystèmes, et ce, conjointement avec des niveaux de perturbations modérés qui permettent le maintien de l'hétérogénéité des habitats (Fritz et Loison, 2006). Par ailleurs, cette productivité, qui détermine la diversité et l'abondance des grands herbivores sur la planète, est influencée par les gradients de précipitations, de température et de fertilité des sols (Fritz et Loison, 2006; Olff *et al.*, 2002).

Afin d'élucider la répartition de ces grands herbivores, Olff *et al.* (2002) ont étudié les mammifères terrestres herbivores de plus de 2 kg au sein de 33 aires naturelles protégées en Amérique du Nord et dans 85 aires naturelles protégées en Afrique subsaharienne. Cette

étude a d'abord permis d'expliquer comment la diversité de ces mammifères est influencée par les gradients globaux de précipitations et de fertilité du sol. Comparativement aux petits herbivores, les espèces de grands herbivores peuvent s'alimenter de plantes à faible teneur en éléments nutritifs, mais nécessitent une plus grande abondance de plantes, et donc une humidité suffisante pour favoriser la productivité (Olf *et al.*, 2002; McNaughton *et al.*, 1988). D'ailleurs, l'étude montre que la moyenne de la masse corporelle des espèces d'herbivores sur un site croît avec une augmentation de l'humidité disponible pour les plantes et diminue avec une hausse des nutriments disponibles pour celles-ci (figure 2.1). Cela supporte les hypothèses relatives aux conditions tolérées par les grands herbivores (Olf *et al.*, 2002).

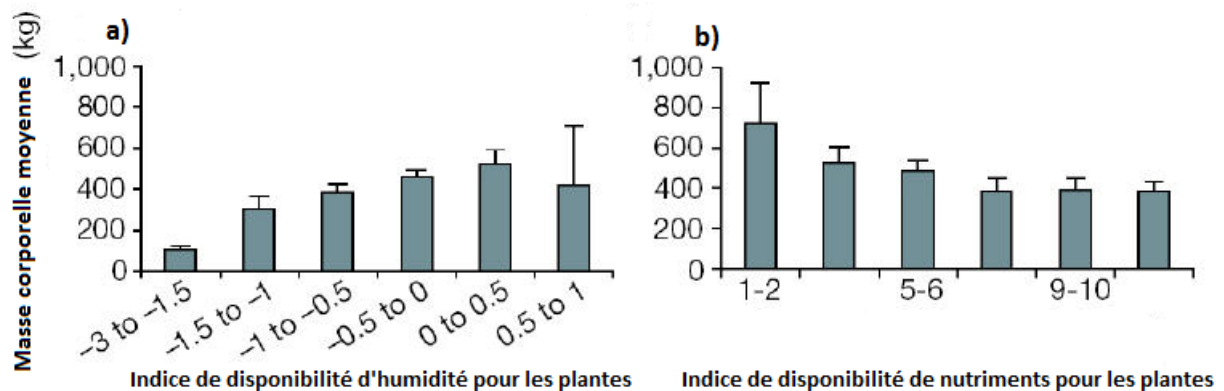


Figure 2.1 Masse corporelle moyenne des grands herbivores étudiés dans 33 aires naturelles protégées en Amérique du Nord et dans 85 en Afrique subsaharienne (selon a) la disponibilité d'humidité pour les plantes; b) la disponibilité de nutriments pour les plantes)

Traduction libre

Source : Olf, H., Ritchie, M.E. et Prins, H.H.T. (2002). p. 902

De plus, sachant que l'abondance de plantes est la plus basse à faible humidité ou à faible disponibilité de nutriments et la plus forte lorsque ces deux paramètres sont élevés (figure 2.2a), il est possible d'établir un seuil d'abondance de plantes au-dessus duquel leur productivité sera suffisamment élevée pour supporter une population de grands herbivores (figure 2.2c) (Olf *et al.*, 2002). De même, sachant que la qualité nutritive des plantes est faible à forte humidité et à faible disponibilité de nutriments et de meilleure qualité dans des

conditions inverses (figure 2.2b), il est possible d'établir un seuil de qualité sous lequel les tissus des plantes sont suffisamment riches en nutriments pour satisfaire les besoins alimentaires des herbivores (figure 2.2c) (Olf *et al.*, 2002). Ensemble, les seuils d'abondance et de qualité contribuent à définir les combinaisons de conditions à travers lesquelles les grands herbivores persistent dans l'écosystème (figure 2.2c). Ces combinaisons varient toutefois en fonction de la masse corporelle des herbivores (Olf *et al.*, 2002).

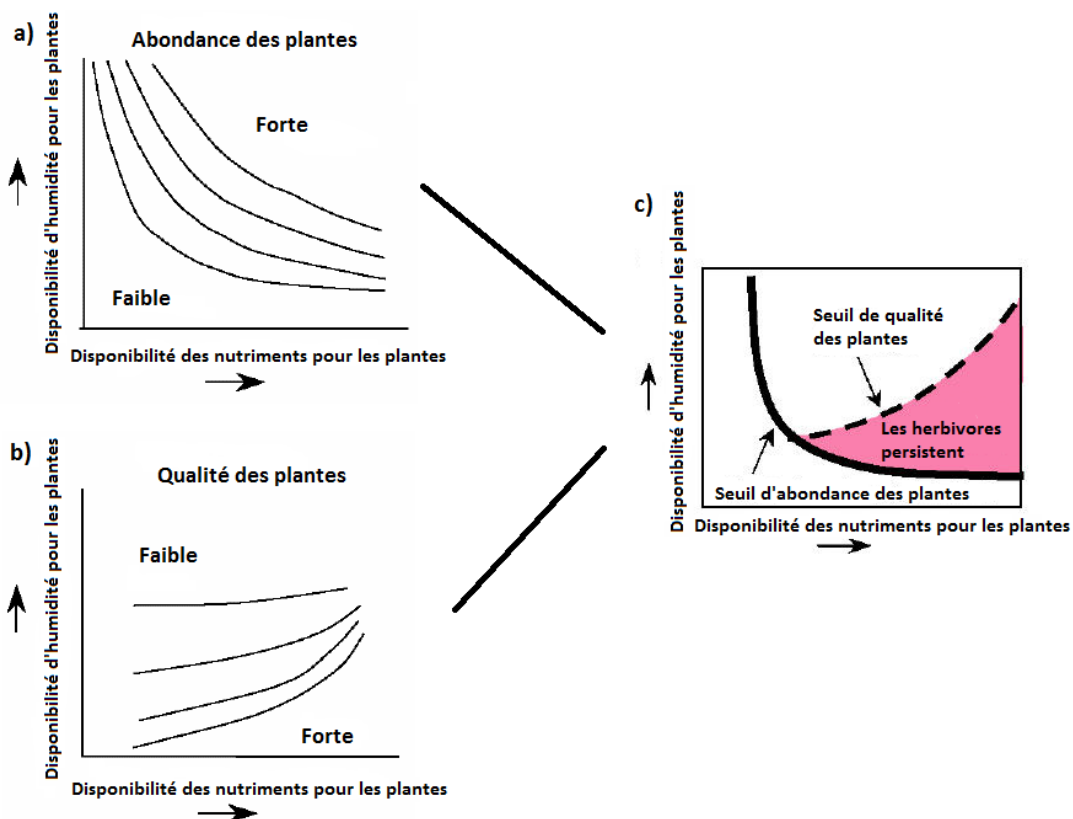


Figure 2.2 Établissement des seuils d'abondance et de qualité des plantes qui permettent le maintien des herbivores (a) établissement du seuil d'abondance de plantes; b) établissement du seuil de qualité des plantes; c) combinaison des seuils qui permet la persistance des herbivores)

Traduction libre

Modification de : Olf, H., Ritchie, M.E. et Prins, H.H.T. (2002). p. 902

L'étude d'Olf *et al.* (2002) montre également que la richesse spécifique de grands herbivores (en tant que pourcentage du « pool » d'espèces continentales) atteint un maximum sous un niveau intermédiaire d'humidité disponible pour les plantes, puisqu'une augmentation trop importante de précipitations entraîne une diminution de la qualité du fourrage et que cette richesse augmente avec la hausse de nutriments disponibles pour les plantes (figure 2.3) (Olf *et al.*, 2002).

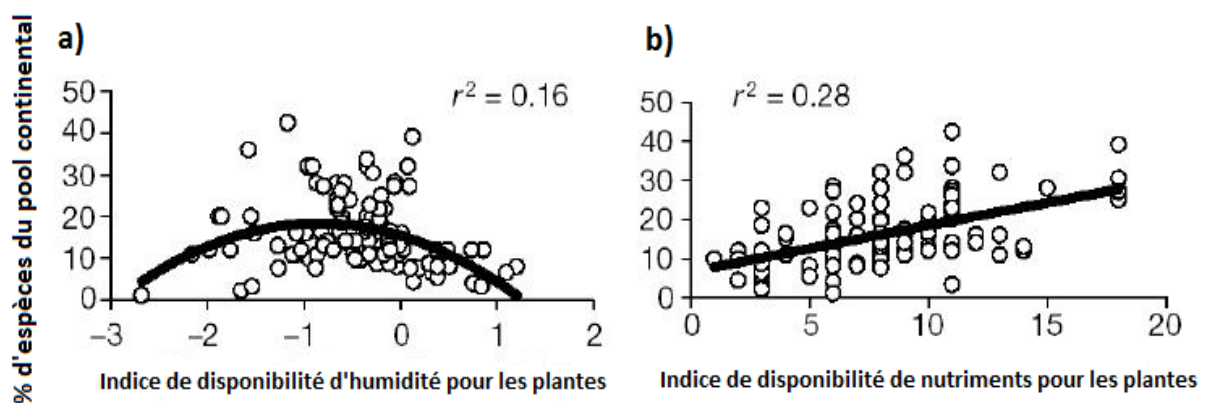


Figure 2.3 Richesse spécifique de grands herbivores, exprimée en pourcentage du « pool » d'espèces continentales, selon 118 sites en Amérique du Nord et en Afrique (selon a) l'indice de disponibilité d'humidité pour les plantes et de b) l'indice de disponibilité de nutriments pour les plantes)

Traduction libre

Source : Olf, H., Ritchie, M.E. et Prins, H.H.T. (2002). p. 902

Ces résultats sur les facteurs influençant la distribution des grands herbivores ont permis de prédire les régions du globe qui sont les plus susceptibles de supporter une diversité de grands herbivores (figure 2.4) (Olf *et al.*, 2002). Bien que celles-ci correspondent majoritairement aux régions composées d'écosystèmes d'herbaciaies (figure 1.2), la plus forte diversité de grands herbivores se retrouve en deux grandes zones : dans la Vallée du Rift, au sud centre du Kenya et au centre de la Tanzanie, ainsi qu'à l'est des montagnes Ruwenzori, au sud-ouest de l'Ouganda et au nord du Rwanda (annexe 2) (Reid *et al.*, 2005).

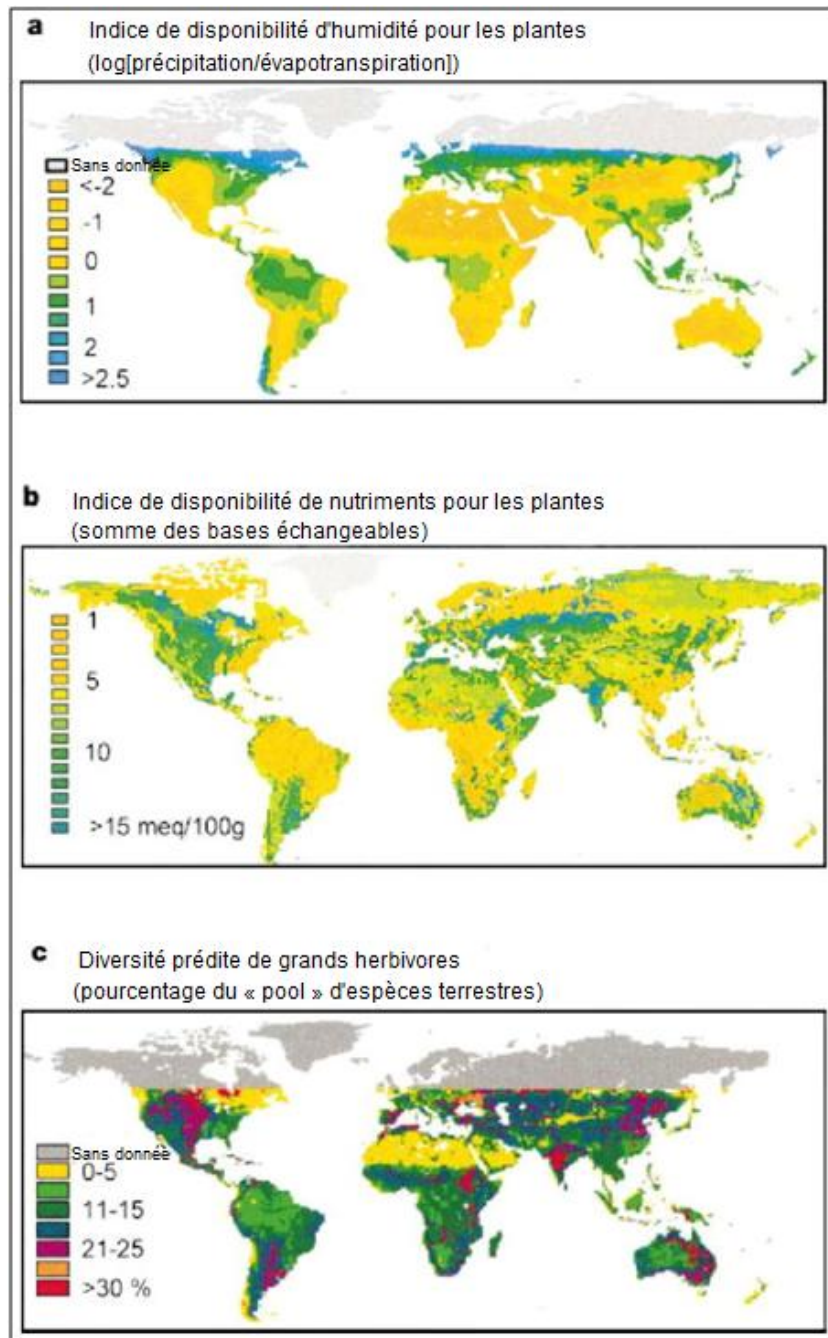


Figure 2.4 Distribution globale de la diversité des grands herbivores prédite par des indices de disponibilité d'humidité et de nutriments pour les plantes

Traduction libre

Source : Olff, H., Ritchie, M.E. et Prins, H.H.T. (2002). p. 903

Au niveau des herbaçaies mondiales, les patrons de distribution des grands herbivores, en réponse à la variabilité des ressources, reflètent les compromis entre le comblement de leurs besoins alimentaires et en eau et le besoin de minimiser les risques de prédation (Kanga *et al.*, 2011). Ainsi, les grands herbivores suivent les variabilités saisonnières de fourrage et d'eau à travers les écosystèmes d'herbaçaies, en effectuant des migrations ou des mouvements de dispersions irréguliers (Kanga *et al.*, 2011; Gordon, 2009). Les grands herbivores sont bien adaptés à leur milieu et leur conservation dans les herbaçaies s'avère essentielle puisqu'ils y jouent un rôle écologique majeur.

2.2 Le rôle écologique des grands herbivores

Les grands mammifères herbivores sont extrêmement mobiles à travers le paysage, étant donné leurs besoins alimentaires, et sont des composantes fonctionnellement intégrées à l'habitat offert par les herbaçaies (Frank et McNaughton, 1992). Ces grands herbivores jouent d'abord un rôle clé dans le maintien de la structure, de la diversité et du fonctionnement de ces écosystèmes (Gordon *et al.*, 2004; van Wieren, 1995). En effet, ils ne dépendent pas seulement des communautés de plantes, mais causent également des changements majeurs dans la structure et la composition des communautés végétales. Ces changements génèrent de fortes rétroactions directes et indirectes sur les processus écosystémiques, notamment en facilitant la présence d'autres espèces (Chen *et al.*, 2012; Augustine et McNaughton, 1998). Par ailleurs, les grands herbivores jouent aussi un rôle important dans les herbaçaies puisqu'ils déterminent, en fonction de leur utilisation du paysage, le profil des flux d'énergie et de nutriments (Frank et McNaughton, 1992).

2.2.1 Les effets de grands herbivores sur les communautés végétales

Les grands herbivores sont les principaux moteurs de la dynamique du paysage dans les herbaçaies (Hemrová *et al.*, 2012). Ces grands herbivores affectent les patrons des communautés végétales et le fonctionnement des écosystèmes à travers les processus de broutage, de piétinement, de défécation et de miction (Mysterud, 2006).

La défoliation par le broutage est le principal phénomène par lequel les herbivores affectent les communautés de plantes (Metera *et al.*, 2010). Puisqu'une défoliation périodique est vitale pour contrôler la succession des plantes, le broutage par les grands herbivores assure la croissance de la biomasse végétale et module la composition des communautés de plantes qui forment les herbaçaies (Metera *et al.*, 2010). Cette modulation résulte du fait que les grands herbivores sont composés d'un assemblage diversifié de types fonctionnels qui ont des effets directs sur la structure et la composition des herbaçaies, soit les brouteurs purs, les herbivores s'alimentant par abrutissement et ceux qui ont une alimentation mixte (Goheen *et al.*, 2010). Les brouteurs purs regroupent les espèces qui ont une diète composée majoritairement de monocotylédones ($\geq 90\%$); ils sont donc spécialisés dans la consommation des herbacées (Fritz et Loison, 2006; van Wieren, 1995). À l'image des gnous et des zèbres, ce sont des herbivores sociaux capables de digérer efficacement la fibre des parois cellulaires des plantes (Metera *et al.*, 2010; McNaughton *et al.*, 1988). Les herbivores s'alimentant par abrutissement, quant à eux, incluent les espèces qui consomment plus de 90 % de dicotylédones (Fritz et Loison, 2006). Ceux-ci se nourrissent donc principalement des feuilles et des rameaux des plantes ligneuses (van Wieren, 1995). Ces herbivores sont plus solitaires et sélectifs dans leur alimentation, tels que le wapiti (*Cervus elaphus*) et les girafes (Metera *et al.*, 2010; McNaughton *et al.*, 1988). Le troisième type englobe des herbivores sociaux qui ont une diète composée entre 10 et 90 % d'herbacées et qui sont ainsi capables de changer leur mode d'alimentation, du broutage à l'abrutissement, comme les éléphants et les bisons par exemple (Metera *et al.*, 2010; McNaughton *et al.*, 1988). Ainsi, de façon générale, les brouteurs ont un effet majeur sur la régulation de la composition et de la croissance des espèces d'herbacées, alors que les espèces ayant recours à l'abrutissement participent à la réduction de l'abondance des grands arbres dans les herbaçaies et minimisent donc la croissance verticale (McNaughton *et al.*, 1988). Par conséquent, l'ensemble de ces types d'herbivores œuvre à réguler l'équilibre entre les herbacées, les arbustes et les arbres qui se retrouvent dans les herbaçaies, maintenant ainsi la composition et la structure de l'écosystème (McNaughton *et al.*, 1988). Les herbivores dans les herbaçaies sont ainsi considérés comme une composante essentielle qui maintient les herbaçaies ouvertes qui, autrement, se verraient subir un empiètement arbustif majeur (White *et al.*, 2000; Knapp *et al.*, 1999).

De plus, la consommation des herbacées stimule la repousse des méristèmes intercalaires situés à la base des pousses défoliées et des talles, c'est-à-dire des tiges secondaires, ce qui forme un couvert très concentré (Frank *et al.*, 1998). Les brouteurs retirent d'abord les plantes phénologiquement plus vieilles, à tissus végétaux moins productifs, favorisant ainsi l'absorption de la lumière par les plantules qui, elles, détiennent des tissus végétaux photosynthétiquement plus actifs (Frank *et al.*, 1998). La période de croissance est d'ailleurs celle qui fournit le fourrage le plus riche en éléments nutritifs (Frank *et al.*, 1998). Ainsi, par leur consommation d'herbacées, les brouteurs stimulent la repousse de ces herbacées et augmentent la teneur en éléments nutritifs de leur fourrage (Frank *et al.*, 1998). De plus, cet environnement de plus grande disponibilité de lumière, qui est généré par cette consommation de la biomasse et par l'effet du piétinement, facilite la coexistence de plusieurs espèces, particulièrement les espèces qui sont de faibles compétiteurs pour la lumière (Kohyani *et al.*, 2011; Bakker *et al.*, 2003).

Par ailleurs, pour assurer l'intégrité des herbaçaies, les grands herbivores jouent également un rôle en synergie avec le feu dans ces écosystèmes (van Langevelde *et al.*, 2003). L'effet combiné des grands herbivores et du feu maintient les herbaçaies en réduisant la végétation ligneuse. En fait, les brouteurs favorisent la croissance des herbacées alors qu'une augmentation de la biomasse herbacée laisse place à des feux plus intenses qui causent de sévères dommages aux arbres (van Langevelde *et al.*, 2003). Le feu engendre donc le déclin du couvert de végétation ligneuse en supprimant les arbres et, d'un autre côté, les herbivores s'alimentant par abrouissement inhibent leur régénération (van Langevelde *et al.*, 2003). Conséquemment, une augmentation de la biomasse herbacée s'ensuit.

Enfin, une étude réalisée par Burns *et al.* (2009), dans les herbaçaies de la *Konza Prairie Biological Station* au Kansas et dans le Parc National Kruger en Afrique du Sud, a montré qu'une réduction de la richesse d'herbivores mène à une diminution significative de la richesse d'espèces de plantes et à une augmentation de la dominance de certaines espèces. Une étude de Bakker *et al.* (2003), également dans les herbaçaies de la *Konza Prairie Biological Station*, a aussi montré que le broutage augmente la richesse des espèces végétales. Le broutage facilite le remplacement d'une ou des espèces dominantes par une

combinaison de différentes espèces broutées et non broutées à travers le paysage, tout en accélérant le renouvellement des espèces (figure 2.5) (Zhu *et al.*, 2012; Kohyani *et al.*, 2011; Bakker *et al.*, 2003; Truett *et al.*, 2001). La richesse en espèces augmente d'autant plus que le broutage et le piétinement permettent de créer des microouvertures du couvert de végétation dans l'écosystème, ce qui offre de nouvelles niches de germination et une plus grande disponibilité de lumière (figure 2.5) (Bakker *et al.*, 2003). Souvent, ces dernières ont une plus forte concentration de nutriments, à cause des excréments et de l'urine des herbivores, ce qui favorise la croissance des herbacées (figure 2.5) (Metera *et al.*, 2010; Hobbs, 2006; Gordon *et al.*, 2004; Bakker *et al.*, 2003; Truett *et al.*, 2001). Par ailleurs, le piétinement a pour impact d'accélérer l'incorporation de la litière dans le sol, accélérant à son tour la minéralisation de l'azote (Hobbs, 2006).

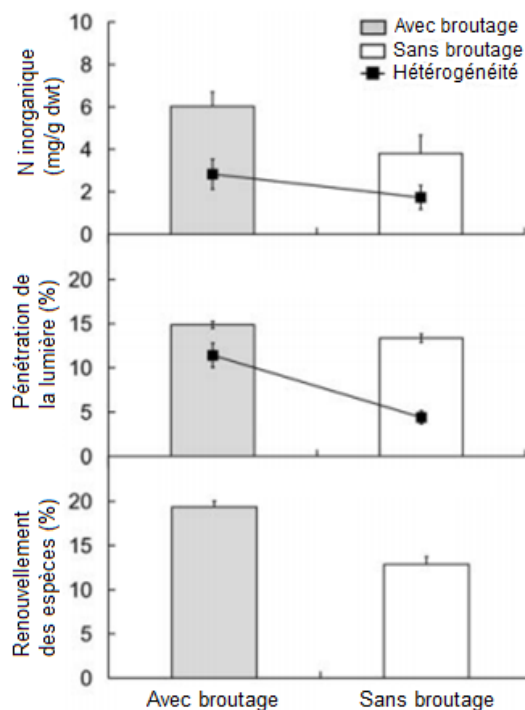


Figure 2.5 Différences de disponibilité des ressources (azote et lumière), de l'hétérogénéité et du renouvellement des espèces dans des herbaies broutées et non broutées (N : azote)

Traduction libre

Modification de : Bakker, C., Blair, J.M. et Knapp, A.K. (2003). p. 389

Les grands herbivores sont ainsi considérés comme des espèces clés dans les herbaçaies, puisqu'ils sont d'importants régulateurs des processus écologiques dans les écosystèmes d'herbacées (Frank *et al.*, 1998). Ils exercent d'ailleurs des impacts, directs ou indirects, non seulement sur les communautés végétales, mais également à tous les niveaux trophiques (Frank et McNaughton, 1992).

2.2.2 Les effets des grands herbivores sur l'ensemble de la faune

Les grands herbivores sont souvent utilisés comme des espèces clés et parapluie dans les plans de gestion et de conservation de la biodiversité, puisqu'ils jouent un rôle prépondérant dans le maintien de la biodiversité des herbaçaies et qu'ils possèdent un grand domaine vital (Metera *et al.*, 2010; Gordon *et al.*, 2004; Roberge et Angelstam, 2004). Également, en influençant la structure et la composition des communautés végétales, les grands herbivores créent des conditions favorables afin que ces écosystèmes offrent des habitats pour une diversité de faune (Metera *et al.*, 2010; Gordon *et al.*, 2004). Ils sont ainsi souvent considérés comme des ingénieurs écosystémiques, c'est-à-dire des organismes qui contrôlent la disponibilité des ressources pour d'autres espèces en modifiant l'environnement physique (Pringle, 2008; Suominen et Danell, 2006; Wilby *et al.*, 2001).

Les éléphants figurent parmi les exemples d'ingénieurs écosystémiques les plus évidents. Dans les savanes, ces grands herbivores, au même titre que les girafes, sont reconnus pour maintenir cet écosystème ouvert en brisant l'écorce des arbres et en les renversant au sol (Pringle, 2008; Wilby *et al.*, 2001). Ces dommages occasionnés aux arbres influencent l'abondance de petits animaux puisqu'il s'ensuit un accroissement de la diversité d'habitats au sol (Pringle, 2008). D'ailleurs, l'étude réalisée par Pringle (2008) décrit l'interaction positive entre les éléphants et les geckos (*Lygodactylus keniensis*) dans les savanes africaines. En fait, les éléphants contribuent à l'abondance des geckos, car ces derniers se servent des arbres endommagés par les éléphants comme refuges dans ces savanes (Pringle, 2008).

De plus, une étude menée par Kanga *et al.* (2011) sur l'influence des hippopotames (*Hippopotamus amphibious*) dans la région du Mara au Kenya a permis d'observer que ces grands herbivores créent une mosaïque de végétation dans les zones où ils se nourrissent préférentiellement : ils maintiennent des parcelles d'herbacées courtes mélangées à travers un milieu d'herbacées hautes et de taille intermédiaire. Cela amplifie l'hétérogénéité spatiale dans la structure de la végétation, affectant indirectement la compétition et la facilitation entre les espèces composant la faune de l'écosystème, ainsi que les relations prédateurs-proies (Kanga *et al.*, 2011; van Wieren, 1995). En effet, l'augmentation de la diversité structurelle dans les herbaçages facilite la présence d'autres herbivores et les risques de prédation sont diminués comparativement aux écosystèmes où domine une végétation haute (Kanga *et al.*, 2011). Un couvert végétal haut limite en fait la capacité des herbivores à surveiller leur environnement, alors qu'il procure un bon couvert de dissimulation aux prédateurs en embuscades (Kanga *et al.*, 2011). D'ailleurs, l'étude de Kanga *et al.* (2011) a montré que les herbivores étaient plus abondants dans les aires de broutage des hippopotames que dans les zones de longues herbacées où les risques de prédation sont plus élevés. De ce fait, la perte des hippopotames, un grand herbivore reconnu comme étant une espèce clé, risque de nuire à l'intégrité des écosystèmes et de leurs services (Kanga *et al.*, 2011).

Ainsi, en étant des espèces clés et parfois même des ingénieurs du paysage, les grands herbivores ont le potentiel d'influencer les différents niveaux trophiques (Wilby *et al.*, 2001). Par ailleurs, cette influence peut également se transposer indirectement sur l'ensemble du biotope, en affectant d'abord différents facteurs abiotiques de l'écosystème.

2.2.3 Les effets des grands herbivores sur le cycle des nutriments

Tel qu'évoqué ci-dessus, le broutage par les grands herbivores a des répercussions à tous les niveaux dans l'écosystème. De plus, en changeant la composition des espèces de plantes d'une communauté et modifiant par conséquent la composition de la litière, ceux-ci tendent à influencer le flux d'énergie et de nutriments à travers l'écosystème (Augustine et McNaughton, 1998).

Tout d'abord, le broutage augmente les exsudats racinaires de carbone, ce qui stimule l'activité microbienne souterraine et une hausse de la disponibilité des nutriments du sol pour les plantes (Bai *et al.*, 2012). Dans les herbaçaies comme dans bien des écosystèmes du globe, l'azote est un élément limitant, c'est-à-dire qu'une augmentation de sa disponibilité pour les plantes améliore la production végétale (Frank, 2006; Bakker *et al.*, 2003). Par ailleurs, une étude menée par Augustine et Frank (2001) a montré que les brouteurs influencent la distribution de l'azote dans le sol, et ce, à toutes les échelles spatiales, de celle des plantes (< 10 cm) à celle du paysage (Augustine et Frank, 2001). En fait, la stimulation des microorganismes du sol par le broutage réduit l'immobilisation microbienne de l'azote et favorise sa minéralisation, c'est-à-dire la conversion de l'azote du matériel organique sous des formes inorganiques qui sont rapidement disponibles pour les plantes (Chen *et al.*, 2012; Bakker *et al.*, 2003; Frank, 1998; Frank *et al.*, 1998). Ultimement, un renouvellement de la végétation sera favorisé par cette disponibilité de nutriments. Une augmentation de la richesse spécifique sera aussi occasionnée en raison de la réduction de l'exclusion compétitive des espèces végétales qui sont de faibles compétitrices pour l'azote du sol (Bai *et al.*, 2012; Frank, 2006; Bakker *et al.*, 2003).

De plus, en consommant les espèces végétales, les grands herbivores génèrent une diminution de la biomasse disponible comme combustible pour le feu et participent à la microrépartition des feux dans les herbaçaies (Hobbs, 2006; Knapp *et al.*, 1999). Le feu est d'ailleurs la première voie de perte d'azote dans les prairies non pâturées; en réduisant les quantités de combustibles dans les herbaçaies, le broutage par les grands herbivores permet de réduire le transfert de l'azote hors de l'écosystème (Knapp *et al.*, 1999). Le broutage permet ainsi de conserver dans l'écosystème l'azote et les autres nutriments accumulés dans les plantes qui, autrement, seraient perdus par volatilisation suite au passage du feu (Hobbs *et al.*, 1991).

Les grands herbivores influencent aussi le cycle des nutriments par les fèces et l'urine (Augustine et Frank, 2001; van Wieren, 1995). En fait, ces déchets augmentent, à une échelle locale, la répartition des nutriments dans le sol (Augustine et Frank, 2001). Ils recueillent les éléments nutritifs qui sont répartis de façon diffuse dans l'écosystème et les

concentrent dans des parcelles où l'urine et les matières fécales sont déposées (Frank, 2006). Le cycle des éléments nutritifs à travers les fèces et l'urine entraîne un retour de nombreux éléments aux réservoirs du sol, et ce, sous des formes facilement assimilables pour les plantes et les microorganismes. Parmi ces éléments, se retrouvent notamment le phosphore et l'azote qui sont deux éléments généralement limitants dans les écosystèmes (Augustine et McNaughton, 1998; Frank et McNaughton, 1992; McNaughton *et al.*, 1988).

Enfin, le broutage améliore la disponibilité des minéraux en augmentant le cycle des nutriments par les déchets qu'engendrent les grands herbivores (Frank *et al.*, 1998). En effet, les nutriments des parcelles enrichies par l'urine et les excréments sont rapidement recyclés par les herbivores (Frank, 2006). Les grands herbivores sont ainsi une composante biotique des herbaçaies qui exercent des effets importants sur les processus de composition et de structuration spatiale des sols (Augustine et Frank, 2001).

2.3 L'interdépendance des herbaçaies et des grands herbivores

Les herbaçaies sont en équilibre avec leur environnement : les espèces végétales qui les composent se sont adaptées aux grands herbivores puisqu'ils ont évolué ensemble depuis des millions d'années (Meters *et al.*, 2010; White *et al.*, 2000).

Tel qu'il fût présenté dans les sections précédentes, les grands herbivores jouent un rôle clé dans le maintien de l'intégrité des herbaçaies (figure 2.6) (McNaughton *et al.*, 1988).

Que ce soit par le broutage, le piétinement, l'influence sur l'accumulation et la composition de la litière au sol ou la synergie avec l'effet du feu, les grands herbivores ont une influence dans l'écosystème. Le retrait de la composante des grands herbivores perturberait par conséquent la base du réseau trophique, en brisant l'équilibre du flux d'énergie et de nutriments établi dans les herbaçaies.

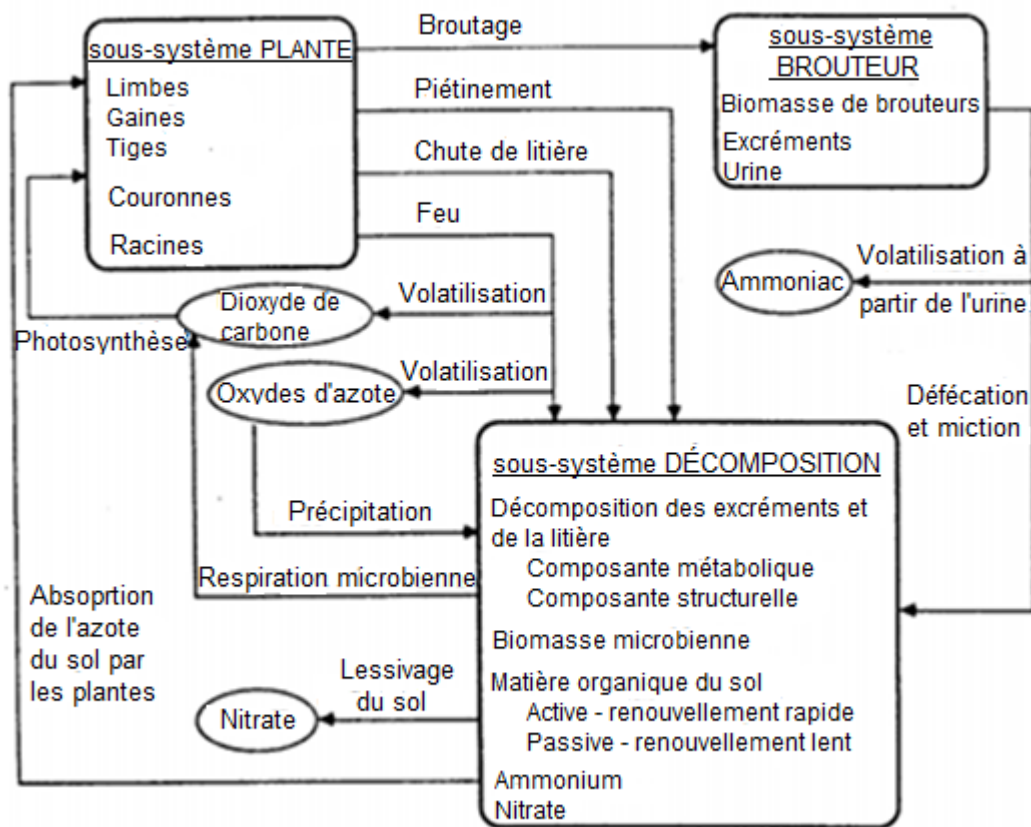


Figure 2.6 Influence des grands herbivores au sein des écosystèmes d'herbacées

Traduction libre

Source : McNaughton, S.J., Ruess, R.W. et Seagle, S.W. (1988). p. 797

En tant que partie intégrante de l'écosystème, ces grands herbivores sont également influencés par les processus de ce dernier (Frank, 2006; McNaughton *et al.*, 1988). En fait, dans les écosystèmes terrestres, la végétation offre la structure de base pour l'habitat de nombreuses espèces (Gaujour *et al.*, 2012). Les plantes forment le premier niveau des réseaux trophiques terrestres et sont consommées par les herbivores qui, eux, procurent ensuite nourriture aux carnivores et parasites (Gaujour *et al.*, 2012). De plus, le broutage lui-même induit des effets à long terme sur la distribution spatiale et temporelle des grands

herbivores, en partie en augmentant la qualité nutritionnelle des herbacées (Truett *et al.*, 2001). Dans ces écosystèmes, les grands mammifères herbivores sont souvent confrontés aux problèmes d'accessibilité aux ressources pour leurs besoins énergétiques et nutritionnels, puisque la quantité et la qualité du fourrage varient spatialement et temporellement (Frank *et al.*, 1998). Les herbivores répondent à cette hétérogénéité en circulant dans l'écosystème et en étant sélectifs des lieux de broutage et de leur habitat (Hobbs, 2006). Par ailleurs, la ségrégation saisonnière du broutage résultant des migrations mène à la conservation du fourrage dans les herbaçales lors des périodes limitatives de production, soit l'hiver dans les herbaçales des régions tempérées et durant la saison sèche dans les savanes (Frank, 1998; Frank et McNaughton, 1992). Cette sélection des lieux de broutage amplifie l'hétérogénéité biotique et abiotique, créant un patron en mosaïque de fourrage, de perturbations du sol et de sites de redistribution des nutriments par les fèces et l'urine (Hobbs, 2006; Bakker *et al.*, 2003). À leur tour, ces patrons modulent les cycles des nutriments, influencent la productivité des plantes et modifient les régimes de perturbations ainsi que la structure et la composition des communautés de plantes (Kohyani *et al.*, 2011; Hobbs, 2006). C'est ainsi que découle le rôle réciproque joué par les grands herbivores en répondant à l'hétérogénéité du paysage et en participant à la création de ce dernier (Hobbs, 2006).

L'équilibre atteint et la grande pérennité de ces écosystèmes de pâturage découlent d'une longue coévolution entre les herbaçales et les grands herbivores. Les principaux éléments de stabilisation de cet habitat se traduisent par la grande variation spatiale et temporelle de fourrage riche en minéraux, par la mobilité des grands herbivores en recherche de fourrage de haute qualité à travers de vastes régions et par la facilité des plantes herbacées défoliées à repousser suite au broutage, notamment grâce au méristème intercalaire (White *et al.*, 2000). À travers le globe, des exemples de cette codépendance des grands herbivores et des herbaçales abondent. Les prochaines sections feront état de deux exemples dans deux types d'herbaçales distincts, soit l'exemple des savanes de la région du Serengeti-Mara, en Afrique de l'Est, et l'exemple des prairies de la région des *Great Plains*, en Amérique du Nord.

2.3.1 Le cas de l'écosystème du Serengeti-Mara en Afrique de l'Est

L'écosystème du Serengeti-Mara, d'une superficie de 25 000 km², est situé en Tanzanie et au Kenya et est hôte d'au moins 6 grandes espèces de grands herbivores, parmi lesquelles le zèbre de Burchell (*Equus burchelli*), le gnou à queue noire (*Connochaetes taurinus*) et la gazelle de Thompson (*Gazella thomsonii*) sont les plus emblématiques (Pastor *et al.*, 2006; Thirgood *et al.*, 2004; Serneels et Lambin, 2001). Il s'agit en fait d'un vaste paysage défini par les migrations saisonnières des grands mammifères herbivores qui suivent un « gradient de végétation verte » (Pastor *et al.*, 2006; McNaughton *et al.*, 1988). Ainsi, au sein de cet écosystème, la distribution de ces animaux est principalement liée au gradient écologique de disponibilité des nutriments (McNaughton *et al.*, 1988). Ce sont d'ailleurs les déplacements annuels de plusieurs espèces d'herbivores qui délimitent l'écosystème du Serengeti, lequel est à 85 % protégé par le parc national du Serengeti, par la Réserve nationale du Masai Mara et par quelques petites réserves de chasse (Frank *et al.*, 1998).

Dans le Serengeti-Mara, la variation spatiotemporelle du fourrage, soit à l'échelle régionale et saisonnière, est déterminée principalement par le patron de précipitations à travers l'écosystème (Frank *et al.*, 1998). Ainsi, chaque année, au début de la saison des pluies, 1,3 million de gnous à queue noire et 0,6 million de zèbres de Burchell et de gazelles de Thompson, ainsi que d'autres grands herbivores, effectuent une migration sur de longues distances (Pastor *et al.*, 2006; Boone *et al.*, 2006; Thirgood *et al.*, 2004;; Serneels et Lambin, 2001; Frank *et al.*, 1998). Cette migration se déroule du nord-ouest du Serengeti, où de grandes herbes dans la savane arborée sont disponibles en saison sèche, jusqu'au sud-est où de grandes plaines offrent une abondance d'herbes courtes en saison humide (figure 2.7) (Boone *et al.*, 2006; Pastor *et al.*, 2006; Thirgood *et al.*, 2004; Serneels et Lambin, 2001; Frank *et al.*, 1998). Les grands herbivores suivent donc la « vague verte » générée par la progression de la saison humide (Pastor *et al.*, 2006; Frank *et al.*, 1998). À la fin de celle-ci, le mouvement est renversé et les grands herbivores rejoignent à nouveau le nord-ouest qui est la seule région du Serengeti-Mara à supporter une biomasse végétale suffisante au cours de la saison sèche (Pastor *et al.*, 2006; Frank *et al.*, 1998).

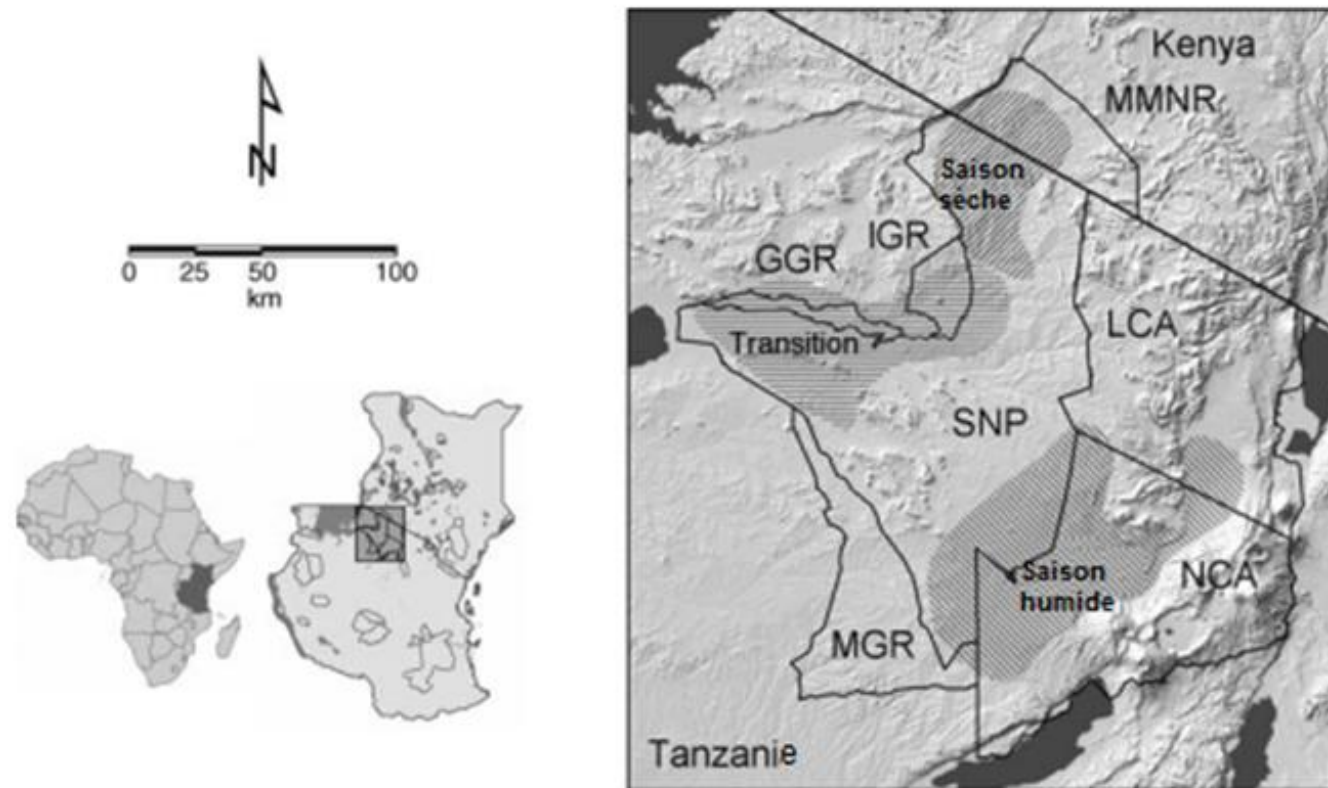


Figure 2.7 Migrations saisonnières effectuées par les grands herbivores dans l'écosystème du Serengeti-Mara en Afrique de l'Est (SNP : Parc national du Serengeti; NCA : Aire de conservation du Ngorongoro; MGR : Réserve de chasse Maswa; MMNR : Réserve nationale du Masai Mara; GGR : Réserve de chasse Grumeti; IGR : Réserve de chasse Ikorongo; LCA : Aire contrôlée du Loliondo)

Traduction libre

Source : Boone, R.B., Thirgood, S.J. et Hopcraft, J.G.C. (2006). p. 1988

Chacune des régions du Serengeti traversée au cours de la migration connaît une vague de successions d'occurrence des trois principaux grands herbivores de cet écosystème, soit le zèbre de Burchell, le gnou à queue noire et la gazelle de Thompson (Pastor *et al.*, 2006). Grâce à leurs différentes physiologies digestives et stratégies de broutage, les trois espèces broutent consécutivement chacune des parties de plantes spécifiques (Pastor *et al.*, 2006). Il importe de mentionner qu'un problème qui se pose à tous les herbivores est que le cytoplasme très nutritif qui contient les protéines végétales est recouvert par une paroi cellulaire, composée principalement de cellulose protégée par de la lignine (Pastor *et al.*, 2006). Les brouteurs ruminants, tels les gnous et les gazelles, peuvent résoudre ce problème en fermentant la cellulose et la lignine dans leur rumen, après plusieurs régurgitations et mastications permettant de briser les parois cellulaires et d'ingérer le contenu cellulaire (Pastor *et al.*, 2006). Contrairement aux ruminants, certains herbivores, tels les zèbres, vont eux fermenter la cellulose et la lignine dans le colon et le grand intestin, après extraction des protéines dans l'estomac, mais à une efficacité moindre que les ruminants (Pastor *et al.*, 2006). Toutefois, comme ils prennent moins de temps à traiter les cellules végétales, ils peuvent consommer quotidiennement plus de matière végétale que les ruminants qui, eux, doivent arrêter de manger jusqu'à ce que leur rumen soit vidé (Pastor *et al.*, 2006). Ainsi, bien que leur efficacité à assimiler les protéines soit équivalente aux deux tiers de celle des ruminants, ces grands herbivores peuvent traiter deux fois plus de nourriture par unité de temps (Pastor *et al.*, 2006).

De cette manière, les zèbres de Burchell, qui sont les premiers de cette vague de trois herbivores dans le Serengeti, mangent principalement les tiges abondantes de graminées qui sont les plus hautes au sein du couvert végétal (Pastor *et al.*, 2006). Ce broutage par les zèbres permet d'ouvrir le couvert végétal et de laisser place à une strate plus feuillue qui est consommée par les gnous à queue noire (Pastor *et al.*, 2006). Enfin, la strate inférieure, composée majoritairement de talles d'herbes, est ensuite exposée pour être consommée par les gazelles de Thompson qui suivent dans la séquence de broutage (Pastor *et al.*, 2006). Ainsi, chaque vague successive d'espèces d'herbivores expose la nourriture pour la prochaine, dont le système digestif est adapté pour traiter les plantes qui subsistent (Pastor *et al.*, 2006).

Certaines études ont révélé que les herbivores augmentent la production aérienne d'environ 102 % dans les herbaçaies du Serengeti, lorsque comparées à des parcelles expérimentales non broutées (Frank *et al.*, 1998). D'ailleurs, la productivité peut atteindre 400 kg/ha/jour au cours de la saison humide dans les herbaçaies du Serengeti, classant celles-ci parmi les plus productives du monde (Herlocker, 1999 cité dans Reid *et al.*, 2005). À titre d'exemple, il est estimé qu'un hectare d'herbaçaies peut supporter près de 94 kg de biomasse d'ongulés (Frank *et al.*, 1998). De plus, puisque leur diète est composée de matériel végétal qui peut parfois atteindre jusqu'à 3 % d'azote, les herbivores doivent convertir l'ammonium créé au cours du métabolisme en urée et ensuite l'excréter sous forme d'urine (Pastor *et al.*, 2006). L'azote ainsi excrété est rapidement assimilable par les plantes (Pastor *et al.*, 2006). Également, leurs excréments ont un fort taux d'azote, souvent même plus élevé que la litière de plantes mortes : 1,6 % en moyenne pour les excréments, comparé à 1,2 % pour la litière de feuilles et tiges mortes (Ruess et McNaughton, 1987). Par ailleurs, les sols amendés de ces excréments ont des taux plus élevés de minéralisation de l'azote que des sols amendés avec uniquement de la litière (Pastor *et al.*, 2006). Ce fort taux de disponibilité d'azote dans le sol supporte à son tour la production continue de fourrage à contenu élevé en protéines recherché par ces grands herbivores (Pastor *et al.*, 2006).

Dans cet écosystème, la présence de ces grands herbivores est également vitale pour la diversité de la faune. En fait, ces grands herbivores constituent une ressource essentielle pour la communauté de grands prédateurs, qui inclut d'importantes populations de carnivores menacés, dont les lions (*Panthera leo*), les guépards (*Acinonyx jubatus*) et les lycaons (*Lycaon pictus*) (Dobson *et al.*, 2010).

Enfin, l'écosystème du Serengeti-Mara témoigne de la codépendance des grands herbivores et des herbaçaies, résultat d'une coévolution qui persiste depuis des milliers d'années. L'écosystème est sous l'influence des migrations des grands herbivores qui, eux-mêmes, sont dirigés par les ressources qu'offre cet écosystème.

2.3.2 Le cas des *Great Plains* nord-américaines

Le bison d'Amérique a longtemps joué un rôle clé dans les écosystèmes d'herbages des *Great Plains* en Amérique du Nord (Knapp *et al.*, 1999). En fait, ce grand herbivore répond non seulement à l'hétérogénéité des ressources d'un écosystème, mais joue également un rôle significatif dans la génération des patrons de végétation (Geremia *et al.*, 2011; Augustine et Frank, 2001; Frank, 1998). Il est par ailleurs reconnu que le bison a déjà été d'une grande importance pour le maintien de l'abondance et de la diversité du biote des grandes plaines nord-américaines (Truett *et al.*, 2001).

Dans le parc national de Yellowstone, d'une superficie de 9 000 km² et situé au nord-ouest des États-Unis dans l'état du Wyoming, il est estimé qu'un hectare d'herbages supporte près de 37 kg de biomasse d'ongulés (Frank, 1998; Frank *et al.*, 1998). Parmi ceux-ci, le bison se dénombre à près de 3 900 individus dans le parc. Ceux-ci ne paissent pas sans discernement à travers les prairies, ce qui contribue à leur hétérogénéité spatiale (Geremia *et al.*, 2011; Knapp *et al.*, 1999). De plus, certaines études ont montré que les herbivores augmentent la production végétale aérienne d'environ 43 à 45 % dans les herbages du parc national de Yellowstone, lorsque comparées à des parcelles expérimentales non broutées (Frank, 1998; Frank *et al.*, 1998). Cette formation de mosaïques de végétation à travers le paysage est également dépendante de la disponibilité de l'eau, de la topographie et du passage du feu (Truett *et al.*, 2001). D'ailleurs, il a été observé que le passage du feu réduit la hauteur de la végétation et attire les bisons pour leur alimentation, du moins pour la première année postfeu (Truett *et al.*, 2001). Le broutage, en retour, réduit la fréquence naturelle des feux, dirigeant ces derniers vers les parcelles non broutées (Truett *et al.*, 2001). Bien que l'effet direct du broutage par les bisons permet de moduler la composition floristique des prairies à vaste échelle, ces derniers contribuent également à l'hétérogénéité locale du paysage en plus de promouvoir la diversité de plantes à fine échelle (Augustine et Frank, 2001; Knapp *et al.*, 1999). En fait, l'augmentation de la richesse des espèces végétales est également susceptible d'être le résultat d'une diversité de microsites générés par des activités autres que le broutage, dont le dépôt d'urine et d'excréments, le piétinement et le temps passé à se vautrer (Knapp *et al.*, 1999). Cette dernière activité est d'ailleurs

responsable du développement de mares boueuses, car le fait de se vautrer continuellement dans les dépressions du sol engendre une compaction de celui-ci et facilite la rétention de l'eau de pluie (Knapp *et al.*, 1999). Ces mares deviennent ensuite des habitats qui peuvent supporter des espèces éphémères de milieux humides (Knapp *et al.*, 1999). Ainsi, les prairies hôtes des populations de bisons possèdent une plus grande diversité d'espèces végétales que les prairies où le bison est absent (Knapp *et al.*, 1999).

Les bisons du parc national de Yellowstone effectuent également des migrations saisonnières, mais contrairement à celles réalisées dans la région du Serengeti, celles-ci sont dirigées par des facteurs environnementaux différents (Geremia *et al.*, 2011; Frank *et al.*, 1998). Les bisons de Yellowstone migrent suivant un gradient altitudinal, soit des habitats hivernaux de basses altitudes aux habitats d'été de hautes altitudes (figure 2.8) (Geremia *et al.*, 2011; Frank *et al.*, 1998). Toutefois, tout comme les herbivores du Serengeti, les bisons suivent également une « vague de biomasse verte » qui progresse en élévation au cours de la saison de croissance (Frank, 1998; Frank *et al.*, 1998). Ils profitent ainsi, sur tout le gradient, d'une végétation phénologiquement plus jeune et donc de périodes de forte productivité végétale riches en nutriments (Frank, 2006; Frank, 1998). Cette végétation contient également moins de fibres, lesquelles sont plus difficiles à digérer. À l'automne, ces herbivores retournent dans la vallée, où l'accumulation de neige est moins importante et où une biomasse végétale est disponible tout au long de l'hiver (Frank *et al.*, 1998).

Le bison a coexisté avec les écosystèmes des *Great Plains* et a contribué à y maintenir un assemblage varié d'animaux et de communautés végétales, de sorte qu'il est considéré comme une espèce clé dans ces écosystèmes (Truett *et al.*, 2001). Étant le plus grand convertisseur d'herbacées en biomasse animale, il a supporté de grandes populations de prédateurs et de charognards, dont notamment les humains aborigènes, les loups gris (*Canis lupus*), les ours noirs (*Ursus americanus*), les grizzlis (*Ursus arctos*), les carcajous (*Gulo gulo*), les pygargues à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*), les coyotes (*Canis latrans*) et les renards véloces (*Vulpes velox*) (Geremia *et al.*, 2011; Truett *et al.*, 2001).

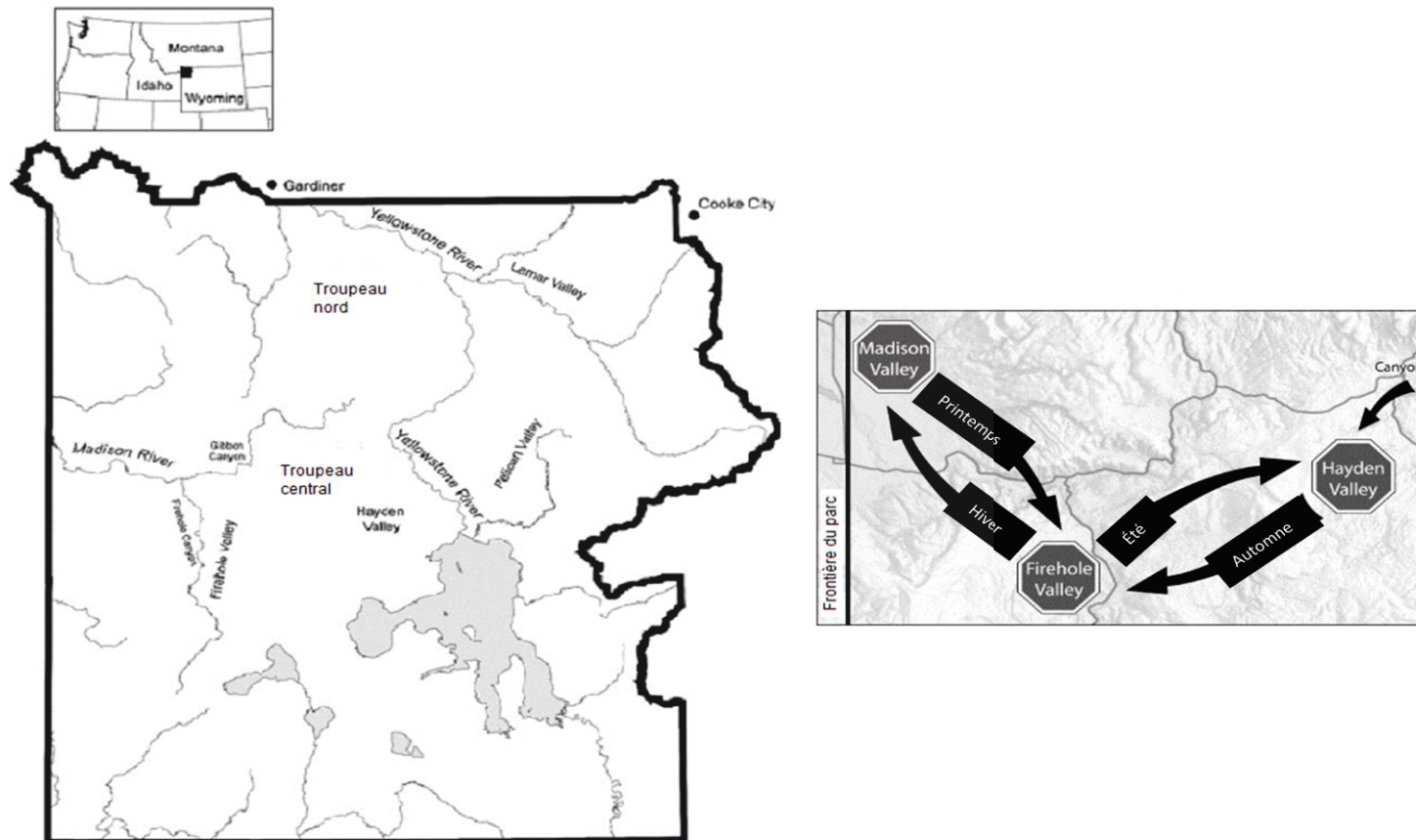


Figure 2.8 Migrations saisonnières effectuées par les bisons du troupeau central dans le parc national de Yellowstone aux États-Unis

Traduction libre

Inspirée de : Plumb, G.E., White, P.J., Coughenour, M.B. et Wallen, R.L. (2009).p. 2378 et 2380; Alexander, S.E., Anderson, T.N., Watson, F.G.R., Plumb, S., Newman, W.B., Cornish, S.S. Detka, J. et Garrott, R.A. (2008). p. 662

De plus, en modifiant la structure et la composition des espèces de plantes, ainsi que la qualité nutritionnelle de la végétation, le broutage par le bison affecte la présence et la diversité d'animaux (Geremia *et al.*, 2011; Truett *et al.*, 2001). En effet, plusieurs animaux retrouvés dans les grandes plaines de l'Amérique du Nord nécessitent des habitats en mosaïque, notamment les tétras des prairies (*Tympanuchus cupido*), les tétras des armoises (*Centrocercus urophasianus*), les colins écaillés (*Callipepla squamata*) et les colins de Virginie (*Colinus virginianus*) (Truett *et al.*, 2001). Différentes espèces de passereaux choisissent également leur habitat à travers les herbaçages en fonction de leur structure de la végétation (Truett *et al.*, 2001). Des herbaçages structurellement hétérogènes comme celles des *Great Plains* supportent donc une plus grande diversité et une plus grande abondance d'espèces de l'ordre des *Passeriformes* que des écosystèmes homogènes (Truett *et al.*, 2001).

Le bison a également une influence particulière sur une espèce de mammifères qui a connu des réductions de populations importantes, soit le chien-de-prairie à queue noire (*Cynomys ludovicianus*) (Truett *et al.*, 2001). Cette espèce a en fait besoin d'herbes courtes dans son milieu pour prospérer. Là où les herbacées croissent densément et en hauteur, les chiens de prairie bénéficient de la présence de grands herbivores comme le bison (Truett *et al.*, 2001). Par ailleurs, les bisons peuvent retirer un bénéfice de la présence de ces chiens de prairie, car étant également herbivores, ces petits mammifères contribuent aussi à augmenter le contenu en protéine (N) du fourrage (Truett *et al.*, 2001). De plus, les chiens de prairie ont aussi une importance au niveau des prairies puisqu'ils participent à maintenir la biodiversité (Truett *et al.*, 2001). Les terriers creusés par ces chiens de prairie peuvent profiter à une diversité d'espèces, dont des petits mammifères, des oiseaux, des reptiles, des amphibiens et des insectes, en plus d'être des proies pour différents prédateurs (Truett *et al.*, 2001).

Au niveau des nutriments, l'effet des bisons sur le cycle de l'azote est critique, puisque la disponibilité de l'azote est souvent un élément limitant la productivité végétale dans les herbaçages (Knapp *et al.*, 1999). Les bisons influencent le cycle de l'azote et sa disponibilité en modifiant différents processus liés aux sols et aux plantes. Ils consomment d'abord la biomasse végétale qui a emmagasiné certaines quantités d'azote et retournent cet élément

au sol sous formes labiles par l'urine et les excréments, contournant ainsi la voie lente de minéralisation de l'azote dans la litière végétale (Knapp *et al.*, 1999). Des études réalisées dans la prairie naturelle de Konza, au nord-est du Kansas, a relevé que la minéralisation de l'azote dans les prairies pâturées par les bisons était de 153 % supérieure à la minéralisation dans les prairies sans effet de broutage et que la nitrification nette était de 126 % supérieure à celle évaluée dans les prairies non pâturées (Knapp *et al.*, 1999). De plus, dans les prairies du parc national de Yellowstone, les excréments et l'urine des grands ongulés représentent un apport majeur d'azote dans l'écosystème, soit environ 27 % de l'azote minéralisé annuellement (Augustine et Frank, 2001). L'effet net du pâturage des bisons semble ainsi résulter en une hausse du taux de recyclage de l'azote associée à une augmentation significative de l'hétérogénéité spatiale de la disponibilité de l'azote. Ensemble, ces effets contribuent à modifier les patrons de productivité végétale et la composition des espèces dans les prairies de la région des *Great Plains* (Knapp *et al.*, 1999).

Le bison peut donc influencer les herbaçaies de façon à augmenter l'hétérogénéité environnementale et à améliorer la biodiversité à différentes échelles : des microsites influencés par le broutage, l'urine et les excréments, à l'échelle du paysage influencée par les mouvements saisonniers de ces grands herbivores (Frank, 2006; Knapp *et al.*, 1999). Dans des systèmes comme le parc national de Yellowstone, au même titre que celui du Serengeti-Mara, les grands herbivores permettent à la fois de maintenir l'intégrité des écosystèmes et de faire partie intégrante de ces derniers (Augustine et McNaughton, 1998).

2.4 Avenir des grands herbivores dans les herbaçaies

Bien que les espèces de grands herbivores semblent être une composante essentielle des écosystèmes d'herbacées, plusieurs populations de ces grands mammifères sauvages, à l'échelle de la planète, sont en déclin sans précédent (Bhola *et al.*, 2012; Goheen *et al.*, 2010; Gordon *et al.*, 2004).

L'utilisation actuelle des terres à l'échelle mondiale suggère que plus de la moitié de la superficie des régions propices aux grands herbivores a déjà été convertie pour l'usage agricole et a perdu sa diversité d'herbivores. Un autre quart de ces régions risque d'être

converti en terres agricoles dans les quinze prochaines années. Ainsi, une superficie très restreinte de la surface de la Terre demeurera pour soutenir les écosystèmes de pâturage et leur diversité d'ici 2025 (Olf *et al.*, 2002).

Il importe donc de bien cerner la portée des répercussions de l'Homme sur les herbaçales et leurs composantes afin de pouvoir envisager, par la suite, des recommandations de planification et d'aménagement du territoire dans ces écosystèmes qui favoriseront leur durabilité en présence de grands herbivores et d'activités anthropiques.

Chapitre 3

Les conflits Homme – grands herbivores au sein des herbaçaies

Les populations de grands herbivores connaissent un déclin sans précédent partout sur le globe (Bhola *et al.*, 2012; Goheen *et al.*, 2010). L'explosion de la population humaine semble avoir conduit plusieurs espèces de grands herbivores à l'extinction (Gordon, 2009). Par ailleurs, les conflits entre les grands herbivores et les humains ont engendré l'inscription d'environ 84 des 175 espèces de grands herbivores sur la liste des espèces en danger critique, en danger ou vulnérables à l'extinction selon l'édition de 2002 de la Liste Rouge de UICN (Gordon, 2009). De plus, les migrations de masse d'au moins 17 espèces de grands herbivores sont menacées par les activités anthropiques qui sont à l'origine de la perte de leur habitat (Harris *et al.*, 2009). Cela relève principalement du fait qu'autant dans les pays développés que dans les pays en développement, des millions d'agriculteurs et d'éleveurs dépendent des herbaçaies pour leurs besoins. L'accroissement rapide des populations humaines et de leur bétail, qui constitue une ressource importante, contribue ainsi à augmenter les pressions sur les herbaçaies du monde. Cela a des répercussions non négligeables sur les populations de grands herbivores (Gordon, 2009).

Dans ce troisième chapitre, un portrait des sources de conflits entre les grands herbivores et les activités anthropiques sera dressé afin de dégager les principaux enjeux qui en découlent.

3.1 Les pressions anthropiques indirectes sur les grands herbivores

De par différents types d'activités anthropiques, dont la plupart relèvent du domaine agricole, les humains peuvent générer des pressions sur les populations de grands herbivores dans les herbaçaies. En fait, les grands herbivores sont de plus en plus extirpés de leur habitat naturel parce que l'Homme empiète sur les herbaçaies et modifie ces écosystèmes en exerçant et en intensifiant ses activités (Gordon, 2009). D'ailleurs, aujourd'hui, près de 49 %

des herbaçaies sont modérément dégradées et au moins 5 % sont considérées comme extrêmement dégradées (White *et al.*, 2000).

Ces pressions indirectes, responsables en partie de cette dégradation des écosystèmes d'herbacées, comprennent notamment la mise en culture de la terre, la fragmentation du territoire et les changements des régimes de feux (Eddy, 2002; White *et al.*, 2000).

3.1.1 La perte des herbaçaies par l'agriculture

Les changements d'utilisation de la terre constituent le danger le plus important pour les herbaçaies, notamment à travers l'intensification de l'agriculture (WallisDeVries *et al.*, 2002; White *et al.*, 2000). La figure 3.1 illustre l'ampleur de la conversion des herbaçaies à l'échelle du globe : l'aire occupée par les mosaïques de fragments d'agriculture et d'herbaçaies, évaluée en 2000, représentait 7,1 millions de km² (White *et al.*, 2000). En fait, sur cette figure, 30 à 40 % de la superficie est identifiée comme une mosaïque de fragments d'agriculture et d'herbaçaies (CBD, 2001; White *et al.*, 2000). La réduction d'herbaçaies est la plus forte dans la région subsaharienne, où la superficie en mosaïque de fragments d'agriculture et d'herbaçaies correspond à près de 3,5 millions de km² (White *et al.*, 2000). De plus, les herbaçaies constituent le type d'écosystème le moins bien conservé en Afrique du Sud, puisque 23 % est cultivé, 60 % est déjà transformé de manière irréversible, seulement 2 % est protégé et le reste est largement utilisé pour l'élevage du bétail (O'Connor et Kuyler, 2009). L'Amérique du Sud et l'Asie ont aussi des aires substantielles d'herbaçaies considérablement altérées par l'agriculture : 1,4 million de km² en Amérique du Sud et 1,2 million de km² en Asie (White *et al.*, 2000). En Europe, l'agriculture est le type d'usage de la terre le plus répandu et l'intensification de celle-ci a considérablement modulé la dynamique des populations d'ongulés de ce continent (Acevedo *et al.*, 2011). Par ailleurs, dans de nombreux pays en développement, les populations rurales sont en expansion et se déplacent de plus en plus vers les terres qui n'ont pas encore été exploitées pour y développer l'agriculture (Gordon, 2009). La faune est donc extirpée de son habitat naturel et est de plus en plus restreinte à des aires de petites superficies (Gordon, 2009).

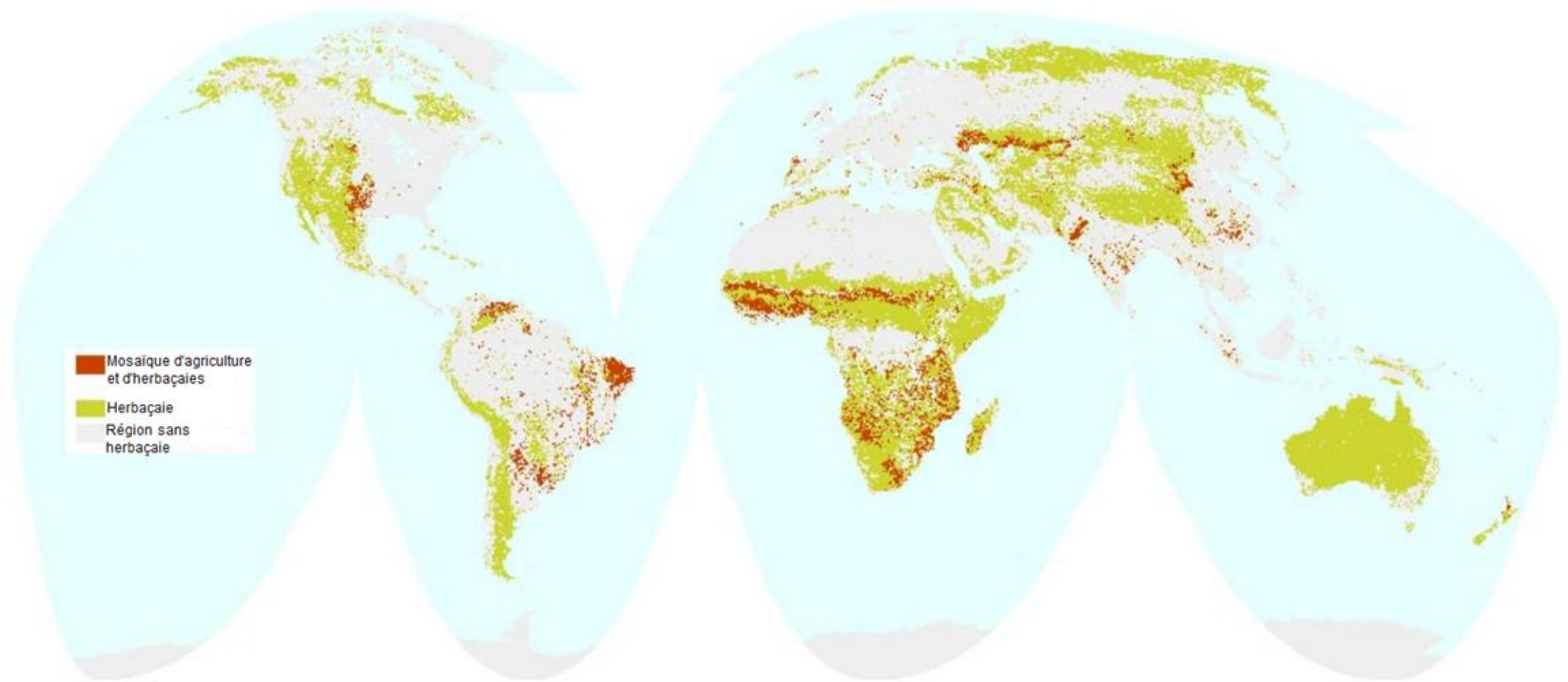


Figure 3.1 Mosaïque de fragments d'agriculture et d'herbages à l'échelle mondiale

Traduction libre

Source : White, R., Murray, S. et Rohweder, M. (2000). Carte 5

La conversion des herbaçaies, souvent en monocultures, génère une détérioration de la biodiversité (Carlier *et al.*, 2009). La mise en culture de la terre mène au remplacement de la végétation indigène par des espèces et variétés agricoles. Cela provoque une destruction des habitats naturels et un changement de la composition du sol qui devient alors exposé et vulnérable à l'érosion éolienne et hydrique. La capacité de rétention du sol est également altérée, entraînant un changement de la disponibilité de l'eau pour les plantes et les animaux (Hölzel *et al.*, 2002; White *et al.*, 2000).

À titre d'exemple, l'écosystème du Serengeti-Mara fait face à des menaces anthropiques malgré la grande taille de son aire protégée. En fait, la moitié de l'écosystème a été perdue au profit de l'agriculture (Thirgood *et al.*, 2004). Cette conversion des savanes par l'agriculture a eu de graves répercussions sur la population de gnous à queue noire dans la partie kenyane de l'écosystème (Thirgood *et al.*, 2004; Serneels et Lambin, 2001). La population a décliné de façon drastique au cours des derniers 20 ans et fluctue actuellement autour d'une population estimée à 31 300 animaux, ce qui représente environ 25 % de la taille de la population à la fin des années 1970 (Serneels et Lambin, 2001). Ces fluctuations de la population ont été fortement corrélées avec la disponibilité des fourrages pendant la saison sèche et la saison des pluies (Serneels et Lambin, 2001). L'expansion de la grande culture mécanisée du blé au Kenya, depuis le début des années 1980, a considérablement réduit la distribution des gnous pendant la saison humide, forçant la population à utiliser des savanes plus sèches ou à se déplacer vers les zones où la concurrence avec le bétail est plus grande (Reid *et al.*, 2005).

Cette intensification de l'agriculture, en grande partie dirigée par des facteurs de développement économique, a une influence majeure sur les herbaçaies (Metera *et al.*, 2010). En général, les pâturages extensifs sont moins productifs et donnent des cultures avec un faible contenu énergétique net par rapport à ceux gérés de manière intensive (Metera *et al.*, 2010). Les agriculteurs s'attendent donc à obtenir des résultats plus rapides et de meilleure qualité avec les pratiques intensives, telles que la fertilisation répétitive (Metera *et al.*, 2010). Toutefois, l'application répandue de fertilisants et l'introduction d'espèces pour les cultures, tout comme l'utilisation de machineries lourdes associées à l'intensification des

activités agricoles depuis la fin de la Seconde Guerre mondiale, ont détruit énormément d'herbages à l'échelle du globe (Carlier *et al.*, 2009; Williams *et al.*, 2005). Ainsi, bien que l'utilisation massive des fertilisants depuis la fin du 19^e siècle ait favorisé le développement agricole, elle signifie la fin des paysages ruraux traditionnels (WallisDeVries *et al.*, 2002). Par ailleurs, l'utilisation intensive et l'enrichissement artificiel des herbages, en particulier par l'application d'engrais azotés, conduit généralement à une diminution très marquée de la diversité végétale, une diversité qui constitue à la fois l'habitat et la source de nourriture pour les grands herbivores sauvages (Meters *et al.*, 2010; CBD, 2001).

Les herbages les mieux drainés ont été exploités pour les grandes cultures, notamment dans les prairies de l'Amérique du Nord, dans la *Pampa* de l'Amérique du Sud et dans les steppes de l'Europe de l'Est (Suttie *et al.*, 2005a). Le fait d'utiliser les meilleures terres pour les cultures a plusieurs effets négatifs pour les grands herbivores, dont une entrave aux ressources alimentaires et aux points d'eau (Suttie *et al.*, 2005a). Aujourd'hui, les grands herbivores vivent en nombre considérablement réduit d'individus, surtout dans les limites des zones protégées, car l'Homme les a activement exclus des zones agricoles (Gordon, 2009).

3.1.2 L'isolement des herbages par la fragmentation

La fragmentation des forêts a fait l'objet de discussions d'actualité, mais celle des prairies n'a reçu que très peu d'attention (White *et al.*, 2000). Pourtant, plus de 37 % des herbages sont caractérisés par des petits blocs d'habitats et une forte fragmentation (White *et al.*, 2000). Cette dernière résulte souvent d'une destruction partielle d'une aire occupée par un habitat, conduisant à plusieurs parcelles déconnectées de celui-ci (Gaujour *et al.*, 2012). La fragmentation réduit donc l'aire d'un habitat disponible pour certaines espèces, ce qui mène à l'isolement et la réduction des populations restantes (Gaujour *et al.*, 2012). Par ailleurs, la fragmentation n'est pas seulement une perte de superficie d'un habitat disponible pour la flore et la faune indigènes, mais aussi une réduction de sa qualité. En effet, elle augmente l'effet de bordure qui modifie considérablement les communautés de plantes et réduit la connectivité des habitats, augmentant ainsi l'isolement de ces derniers et l'extinction locale d'espèces (Gaujour *et al.*, 2012; Williams *et al.*, 2005).

Les activités humaines tendent à accentuer la fragmentation naturelle, que ce soit par la mise en culture des terres, les routes, les clôtures, les chemins de fer, les canalisations ou les réservoirs (Bolger *et al.*, 2008; CBD, 2001; White *et al.*, 2000). L'agriculture et la construction de routes demeurent toutefois les formes les plus remarquables de fragmentation anthropique des herbaçaies (White *et al.*, 2000). Une autre forme notable de fragmentation consiste en la mise en enclos du bétail (White *et al.*, 2000). Ainsi, avec notamment une intensification de la sédentarisation, de la mise en culture des terres et des activités d'élevage, les activités anthropiques ont pour résultat de restreindre les ressources disponibles pour les animaux sauvages, dont l'accès à certains points d'eau (Kanga *et al.*, 2011). De plus, cela perturbe les mouvements migratoires des grands herbivores et élève le niveau de compétition entre les animaux d'élevage et la faune indigène (Kanga *et al.*, 2011).

Ce phénomène de fragmentation causé par les activités anthropiques est répandu à l'échelle de la planète (Bolger *et al.*, 2008). À titre d'exemple, en Mongolie, le chemin de fer Oulan-Bator - Pékin est reconnu comme étant le principal facteur à l'origine de l'obstruction de la migration est-ouest de la gazelle de la Mongolie (*Procapra gutturosa*) (Bolger *et al.*, 2008). D'autre part, une analyse de la carte du Botswana sans le réseau routier révèle que 98 % des herbaçaies constituent des blocs de plus de 10 000 km² (figure 3.2). Par contre, après ajout des routes sur la carte, on constate que seulement 58 % de ces blocs demeurent supérieurs à 10 000 km² de superficie (figure 3.2) (White *et al.*, 2000). Sur le continent américain, ce phénomène est également observé dans les herbaçaies des *Great Plains*. Sans les routes, 90 % des herbaçaies sont regroupées en blocs de plus de 10 000 km², alors qu'en superposant le réseau routier à ce territoire, 70 % des blocs d'herbaçaies ont une superficie variant entre 100 et 1 000 km² et aucun ne demeure supérieur à 10 000 km² (figure 3.3) (White *et al.*, 2000). Cette fragmentation obstrue d'ailleurs les routes de migration de l'antilopre et du wapiti, notamment dans l'ouest de l'Amérique du Nord (Harris *et al.*, 2009). De plus, dans les pays développés comme les États-Unis, la forte augmentation de la population humaine entraîne un fort développement des zones périurbaines, soit des régions rurales composées d'herbaçaies (Gordon, 2009). Avec ce développement, celles-ci deviennent particulièrement fragmentées, haussant les probabilités d'interactions avec la faune (Gordon, 2009).

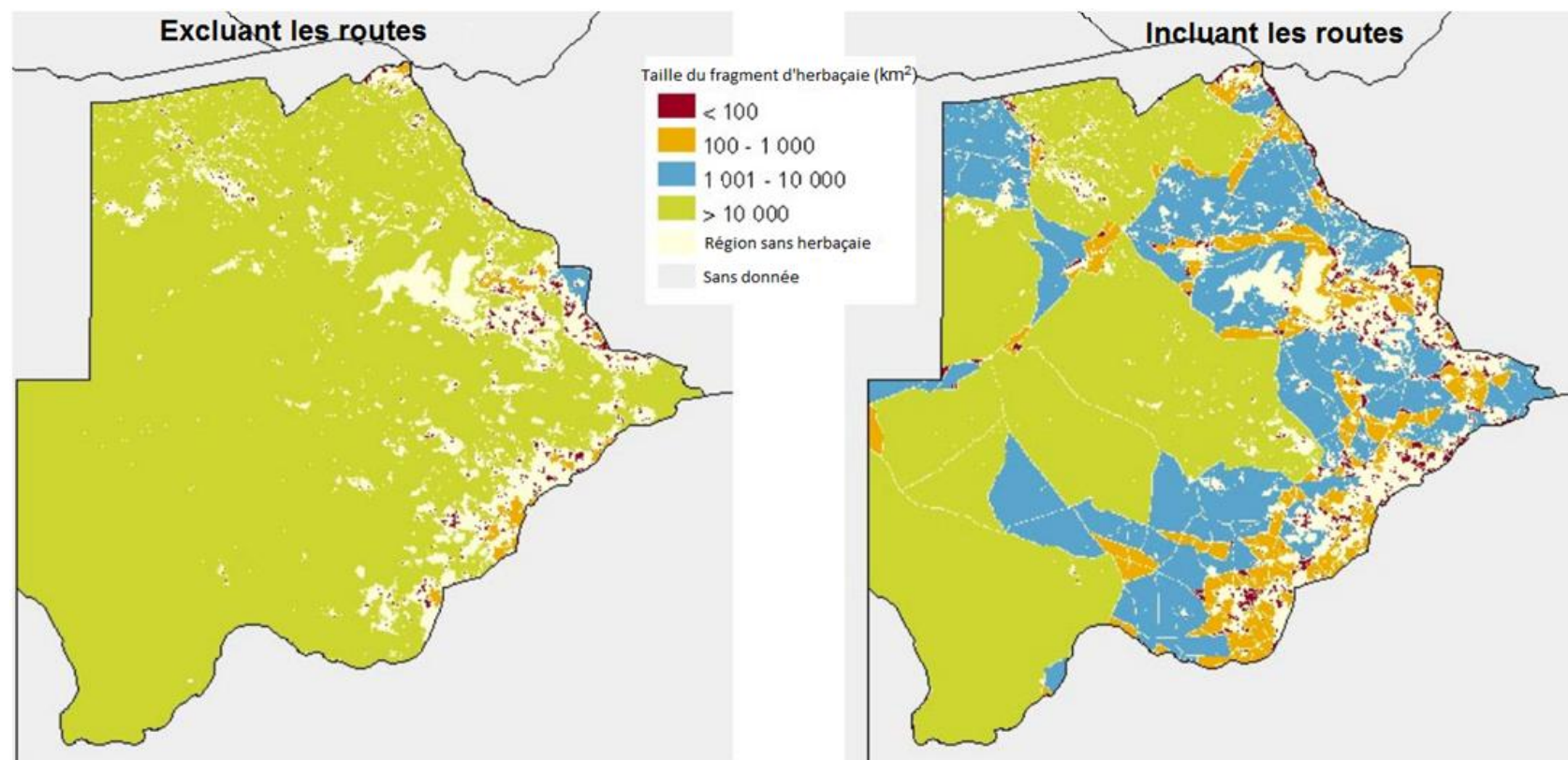


Figure 3.2 Fragmentation des herbaciaies par le réseau routier au Botswana

Traduction libre

Source : White, R., Murray, S. et Rohweder, M. (2000). Carte 18

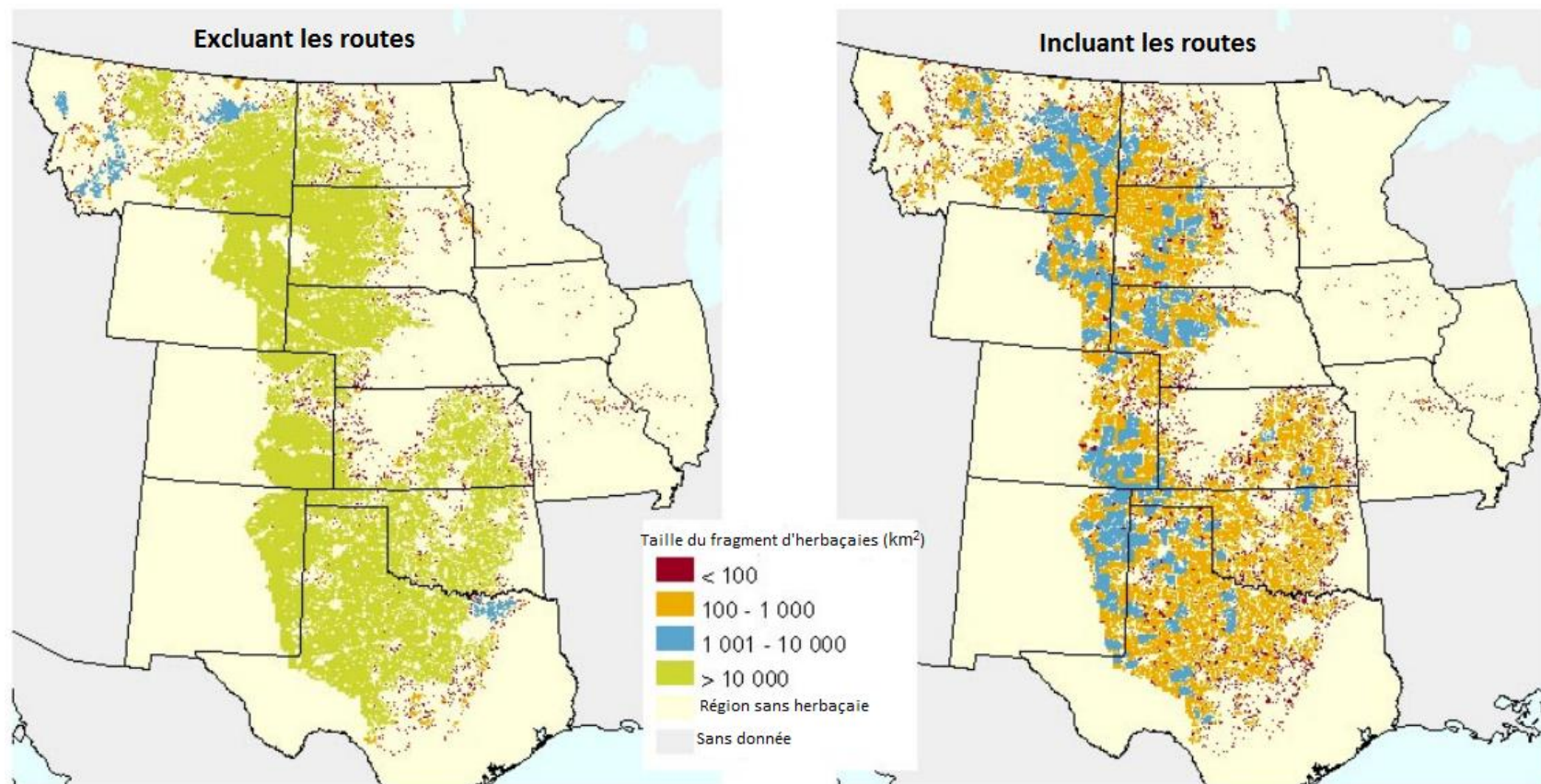


Figure 3.3 Fragmentation des herbaies par le réseau routier dans les *Great Plains* en Amérique du Nord

Traduction libre

Source : White, R., Murray, S. et Rohweder, M. (2000). Carte 19

Le développement du réseau de transport est également une cause majeure de mortalité, autant pour la faune que pour les humains, à cause du risque de collisions entre ces deux parties (Gordon, 2009). Étant donné la hausse de ces probabilités de rencontres, la fragmentation issue de la création de routes est souvent suivie par la disposition de clôtures le long de celles-ci, confinant ainsi les animaux au sein de parcelles clôturées, au même titre que sont clôturées les parcelles où paît le bétail (Dobson *et al.*, 2010). La fragmentation de l'habitat, les routes et les clôtures ont ainsi mené à l'effondrement du processus de migration d'au moins 6 des 24 grandes espèces migratrices répertoriées par Harris *et al.* (2009) (tableau 3.1).

Tableau 3.1 Identification des espèces de grands herbivores pour lesquelles leur migration de masse est éteinte (? : statut de la migration incertain)

Nom de l'espèce	Localisation	Migration de masse éteinte
Antilocapre (<i>Antilocapra americana</i>)	Amérique du Nord	
Antilope du Tibet (<i>Pantholops hodgsonii</i>)	Eurasie	
Bison d'Amérique (<i>Bison bison</i>)	Amérique du Nord	
Bubale (<i>Alcelaphus buselaphus</i>)	Afrique du Nord	X
	Afrique australe	
Caribou (<i>Rangifer tarandus</i>)	Amérique du Nord	
Chevreuil de Sibérie (<i>Capreolus pygargus</i>)	Eurasie	
Couagga (<i>Equus quagga quagga</i>)	Afrique australe	X
Damalisque à front blanc (<i>Damaliscus pygargus</i>)	Afrique australe	X
Éland du Cap (<i>Taurotragus oryx</i>)	Afrique du Nord	
	Afrique australe	
Gazelle de Grant (<i>Gazella granti</i>)	Afrique du Nord	
Gazelle de la Mongolie (<i>Procapra gutturosa</i>)	Eurasie	
Gazelle de Mongalla (<i>Eudorcas albonotata</i>)	Afrique du Nord	
Gazelle de Thomson (<i>Gazella thomsonii</i>)	Afrique du Nord	
Gnou à queue noire (<i>Connochaetes taurinus</i>)	Afrique du Nord	
	Afrique australe	
Gnou noir (<i>Connochaetes gnou</i>)	Afrique australe	X
Hémione (<i>Equus hemionus</i>)	Eurasie	X
Kob (<i>Kobus kob</i>)	Afrique du Nord	
Oryx algazelle (<i>Oryx dammah</i>)	Afrique du Nord	X
Renne d'Europe (<i>Rangifer tarandus</i>)	Eurasie	
Saïga (<i>Saiga tatarica</i>)	Eurasie	
Springbok (<i>Antidorcas marsupialis</i>)	Afrique australe	?
Topi (<i>Damaliscus korrigum</i>)	Afrique du Nord	
Wapiti (<i>Cervus elaphus</i>)	Amérique du Nord	
Zèbre de Burchell (<i>Equus burchelli</i>)	Afrique du Nord	
	Afrique australe	

Inspiré de : Harris, G., Thirgood, S., Hopcraft, J.G.C., Crooms, J.P.G.M. et Berger, J. (2009).p. 66-67

La fragmentation a des effets considérables sur la biodiversité, puisqu'elle favorise des populations génétiquement isolées et réduites qui sont plus sensibles à la consanguinité, à la dérive génétique et à l'extinction (White *et al.*, 2000). En fait, l'isolement altère le flux de gènes entre les populations de différentes parcelles, menant au déclin de la valeur sélective par la diminution de la variation génétique dans chaque population restante (Gaujour *et al.*, 2012). Par ailleurs, la théorie de la biogéographie insulaire peut aider à prédire les effets de la fragmentation sur les communautés d'espèces floristiques et animales en considérant chaque fragment comme une île et sachant que la richesse en espèces d'un fragment dépend des taux d'extinction et de colonisation. Ainsi, puisqu'un fragment de grande taille procure plus de ressources qu'un petit fragment, celui-ci induit un taux d'extinction plus faible que les petits fragments (Gaujour *et al.*, 2012; Pärtel *et al.*, 2005). De plus, la taille du fragment est positivement corrélée avec le taux de colonisation parce que la probabilité qu'une espèce trouve une île, ou un fragment dans ce cas-ci, augmente avec la taille de cette île. Le taux de colonisation augmente également avec une diminution de l'isolement de ces fragments. La théorie de la biogéographie insulaire stipule donc qu'un fragment de grande taille non isolé a une plus grande richesse spécifique en raison de son fort taux de colonisation et de son faible taux d'extinction (Gaujour *et al.*, 2012; Pärtel *et al.*, 2005).

La fragmentation perturbe aussi considérablement l'habitat des grands herbivores, puisqu'elle altère les interactions biotiques telles la pollinisation ou la dispersion de graines (Gaujour *et al.*, 2012). De plus, les espèces végétales spécialistes composant l'écosystème se retrouvent généralement dans la zone centrale des fragments. Toutefois, comme la fragmentation a pour effet d'augmenter la longueur des bordures, ce qui diminue le ratio zone centrale / bordure d'un fragment, il s'en suit une perte d'habitats potentiels pour les espèces spécialistes et donc une perte de la biodiversité végétale qui soutenait les populations de grands herbivores (Gaujour *et al.*, 2012). Également, une augmentation de la longueur de bordure rend les fragments plus susceptibles aux invasions des espèces exotiques qui recherchent les conditions abiotiques offertes dans ces bordures (Gaujour *et al.*, 2012; White *et al.*, 2000). Ainsi, en perturbant l'habitat des grands herbivores, la fragmentation constitue une importante menace pour ces derniers.

3.1.3 La perturbation des régimes de feu

Les écosystèmes d'herbacées sont naturellement adaptés à un certain degré au passage du feu; le feu est d'ailleurs reconnu comme une composante essentielle à la dynamique de nombreuses herbaçaies (CBD, 2001; Knapp *et al.*, 1999). Les feux intermittents qui s'y produisent sont généralement rapides, favorisant la décomposition des plantes et ainsi un ajout de nutriments au sol (Head, 2012). La synchronisation du feu aux cycles de vie des plantes, son intensité et sa fréquence ont toutes une forte influence sur la composition et la dynamique des herbaçaies (Eddy, 2002; White *et al.*, 2000). De plus, le régime de feu permet souvent de brûler les plantes ligneuses ayant empiété dans l'écosystème, et ce, avant qu'elles ne produisent des graines ou qu'elles ne rejettent (Head, 2012; van Auken, 2009). Ce phénomène de régime de feu permet donc d'éviter la fermeture du couvert végétal des herbaçaies par des espèces ligneuses (van Auken, 2009). Sans le feu, les herbaçaies progresseraient vers des arbustaies, voire des forêts (Bustamante *et al.*, 2006; Pieper, 2005).

Les herbaçaies du globe ont toutefois connu une suppression du feu au cours des 50 dernières années (Goheen *et al.*, 2010). Cela provoque une interruption des processus naturels de régénération dans les herbaçaies (Head, 2012). Cette suppression du feu a donc causé des changements significatifs à la structure et la composition de nombreuses communautés végétales, c'est-à-dire de l'habitat des grands herbivores, et compromis la durabilité de ces écosystèmes (Head, 2012; Eddy, 2002).

D'un autre côté, il peut arriver que des feux soient d'origine anthropique, notamment pour une combustion délibérée qui favorise une nouvelle croissance de la végétation et qui permet ainsi d'augmenter la quantité de fourrage pour le bétail ou pour supprimer les plantes indésirables (Pieper, 2005; CBD, 2001). Ces feux peuvent s'avérer beaucoup plus fréquents que les feux naturels et ainsi avoir des impacts différents sur les écosystèmes et leur biodiversité (CBD, 2001). Il s'agit d'ailleurs d'une pratique largement utilisée dans les *Flint Hills* au Kansas, une région de prairies d'herbes hautes, et qui a détruit l'habitat de nombreuses espèces faisant partie de cet écosystème (Head, 2012). En fait, quand le feu sévit de façon naturelle dans une région d'herbaçaies, il est inégal à travers le paysage,

c'est-à-dire qu'il laisse des corridors de végétation et des refuges pour l'évasion des espèces sauvages (Head, 2012). En revanche, les feux d'origine anthropique sont plus généralisés et causent d'importants dommages à l'environnement (Head, 2012).

3.2 Le braconnage, une pression directe sur les grands herbivores

La chasse excessive pour des fins de subsistance ou pour le commerce national ou international peut avoir des effets graves et dans certains cas, conduire à l'extinction des espèces (CBD, 2001). Le braconnage est une perturbation majeure dans les herbaçales et, parce que les espèces des zones arides ont tendance à avoir des taux de croissance de populations relativement faibles, elles peuvent être particulièrement sensibles à cette surexploitation (CBD, 2001). En affectant directement la composante « grands herbivores », le braconnage peut diminuer la capacité des prairies à maintenir leurs services écosystémiques (White *et al.*, 2000).

Le braconnage des grands herbivores est une préoccupation qui touche particulièrement les herbaçales des pays d'Afrique (White *et al.*, 2000). À titre d'exemple, le nombre d'éléphants en Tanzanie est passé de 600 000 en 1960 à 100 000 vers la fin des années 1990 (White *et al.*, 2000). En fait, dans l'écosystème du Serengeti-Mara, les niveaux de braconnage sont reliés à la densité humaine à l'ouest du parc, sachant que ces populations augmentent au taux de 5 % par an (Thirgood *et al.*, 2004). De plus, il s'avère que les populations d'herbivores décimées par le braconnage sont généralement le résultat de la pauvreté locale, du manque d'application des lois et de l'ouverture de marchés illégaux entre les frontières nationales (Gordon *et al.*, 2004).

Les grands herbivores effectuant des migrations de masse sont également susceptibles au braconnage (Harris *et al.*, 2009). La chasse excessive en Mongolie intérieure, en Kalmoukie et au Kazakhstan, par exemple, a conduit à la baisse drastique des flux migratoires et de l'abondance de plusieurs espèces d'ongulés (Bolger *et al.*, 2008). Entre les années 1950 et 1990, la distribution géographique de la gazelle de la Mongolie, en Mongolie intérieure, a diminué de 75 % en raison de la chasse excessive (Bolger *et al.*, 2008). En Kalmoukie et au Kazakhstan, la surchasse a causé le déclin de 35 à 56 % annuellement, entre 1998 et 2000,

des populations de saïgas (*Saiga tatarica*) (Bolger *et al.*, 2008). D'ailleurs, parmi 20 espèces de grands herbivores migrateurs pour lesquels Harris *et al.* (2009) ont relevé leurs principales menaces, au moins 17 sont menacées par la chasse non durable (annexe 3).

Bien que les animaux composant la faune sauvage soient souvent chassés dans un but de récréation ou à des fins de subsistance et économiques, ceux-ci sont également perçus comme des compétiteurs aux humains pour la production primaire (Gordon, 2009). Les terres cultivées peuvent constituer une concentration de nourriture de haute qualité pour les grands herbivores, ce qui augmente les interactions entre eux et l'Homme (Gordon, 2009). Ainsi, les grands herbivores rivalisent directement avec les humains en consommant les produits des cultures ou, indirectement, en consommant la végétation nécessaire pour la croissance des troupeaux d'élevage (Gordon, 2009). Cette compétition peut également engendrer des pertes économiques importantes pour les éleveurs. En Australie, par exemple, plus de 15 millions de dollars par année sont perdus dans la production du bétail, résultant de la concurrence pour le fourrage, tandis que plus de 16 millions de dollars sont nécessaires annuellement pour réparer les clôtures endommagées par les macropodidés (Gordon, 2009). Au Wisconsin, le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) et le cerf mulot (*Odocoileus hemionus*) causent plus de 34 millions de dollars par année de dommages aux cultures (Gordon, 2009). De ce fait, les grands herbivores sont souvent persécutés ou exclus des aires occupées par les humains, mais qui sont, à la base, leurs propres habitats (Gordon, 2009). D'ailleurs, plus de 5 millions de kangourous et de wallaroos (*Macropus robustus*) sont abattus par année pour réduire ce conflit (Gordon, 2009).

3.3 La présence du bétail dans les herbaies

Les grands herbivores sauvages partagent les paysages de pâturages avec les humains, mais également avec leurs troupeaux d'élevage (Bhola *et al.*, 2012). Avec l'augmentation de la population humaine, il s'ensuit une augmentation des stocks d'élevage et une intensification de l'utilisation des herbaies pour le pâturage (Bhola *et al.*, 2012).

Cette introduction d'herbivores domestiques ne se fait pas sans impact sur les populations de grands herbivores sauvages. La concurrence avec les espèces indigènes et la dégradation

des herbaçaies par leur utilisation intensive sont les principales préoccupations générées par les cheptels de bétail qui menacent ces herbivores sauvages (CBD, 2001).

3.3.1 La compétition interspécifique bétail – grands herbivores

Une compétition interspécifique a lieu entre deux espèces lorsque les ressources partagées sont limitées en raison d'un chevauchement de leur habitat et de leur diète dans cet habitat (Mysterud, 2006).

À l'image des troupeaux de bovins, d'ovins, de caprins, de chevaux, d'ânes et de yacks, les herbaçaies soutiennent un grand nombre d'animaux domestiques qui deviennent une source de viande, de lait, de laine et d'autres produits pour l'Homme. Toutefois, ces herbaçaies soutiennent également un grand nombre d'herbivores sauvages qui dépendent de ces écosystèmes pour leur alimentation, leurs migrations et leurs refuges (White *et al.*, 2000). L'introduction d'herbivores domestiques destinés à l'élevage peut ainsi mener à une compétition interspécifique avec les herbivores indigènes d'une herbaçaie, et ce, particulièrement si les espèces impliquées sont de taille similaire et qu'elles partagent des stratégies d'alimentation semblables (Acebes *et al.*, 2012; Gordon, 2009). À titre d'exemple, en Amérique du Sud, les populations de guanacos ont connu une baisse notable attribuable à la compétition avec les animaux des troupeaux d'élevage (Acebes *et al.*, 2012). D'ailleurs, certains modèles d'abondance d'herbivores en Argentine suggèrent qu'une hausse de la densité des ânes (*Equus asinus*), qui ont une masse corporelle similaire à celle des guanacos, soit respectivement 140 kg et 100 à 120 kg, a un impact négatif sur les populations de ce camélidé (Acebes *et al.*, 2012). En Afrique, il est reconnu que les zèbres et les gnous sont en compétition avec le bétail pour le fourrage, principalement à cause de leur diète similaire et parce qu'il y a un chevauchement dans l'utilisation de leurs habitats (Young *et al.*, 2005). L'intensification de l'utilisation des terres par les animaux d'élevage a souvent comme répercussion de limiter l'accès aux ressources alimentaires aux animaux sauvages et de contribuer à la diminution de leur population (Bhola *et al.*, 2012; Gordon, 2009). Par ailleurs, il est fréquent que les éleveurs concentrent leurs troupeaux le long de cours d'eau,

entravant ainsi l'accès à la ressource hydrique aux grands herbivores indigènes (Bhola *et al.*, 2012; Gordon, 2009).

Mis à part leur effet direct consistant en une compétition pour les ressources avec les herbivores indigènes, les animaux d'élevage ont également des effets négatifs indirects sur la localisation de la concentration des grands herbivores sauvages. En fait, à travers leur intense broutage et piétinement du sol, ils sont responsables de l'exclusion compétitive des espèces qui nécessitent la présence d'herbes longues, tels les buffles d'Afrique (*Syncerus caffer*), les topis (*Damaliscus korrigum*), les bubales (*Alcelaphus buselaphus*) et les éléphants par exemple (Bhola *et al.*, 2012). Au Centre de recherche Mpala au Kenya, un ensemble d'exclos de grands mammifères a été mis en place entre 1995 et 2002, afin d'étudier l'influence des grands mammifères et du bétail sur la végétation herbacée (Young *et al.*, 2005). Chacun des exclos a reçu différents traitements : aucune présence de grands mammifères, seulement la présence du bétail, seulement la présence des grands herbivores sauvages, à la fois la présence des grands herbivores sauvages et du bétail, à la fois la présence des grands herbivores sauvages et des mégaherbivores (éléphants et girafes) et la présence de tous les types de grands herbivores mentionnés (Young *et al.*, 2005). Les données de l'étude démontrent une faible présence des zèbres dans les parcelles broutées par le bétail, ce qui suggère que les zèbres sont en compétition avec le bétail pour la nourriture (Young *et al.*, 2005). D'ailleurs, les résultats dévoilent que le bétail réduit substantiellement le couvert d'herbacées comparativement à tout autre traitement appliqué dans les exclos (figure 3.4) (Young *et al.*, 2005).

Selon les traitements appliqués dans les exclos, le bétail seul réduit la couverture d'herbacées de 33 % et la réduction n'est pas plus importante lorsqu'on applique le traitement qui permet la présence du bétail et des grands herbivores sauvages (figure 3.4). En revanche, les grands herbivores sauvages, principalement les zèbres, réduisent le couvert d'herbacées de 14 % et le traitement combinant les grands herbivores sauvages et les mégaherbivores montrent une réduction de 21 % (Young *et al.*, 2005). Le bétail est donc un responsable prépondérant de la limitation des ressources pour l'ensemble des grands herbivores.

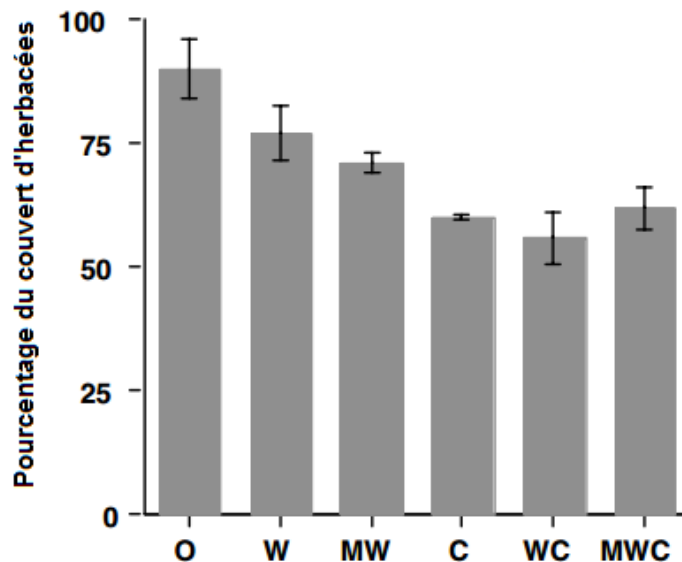


Figure 3.4 Pourcentage du couvert d'herbacées en présence de différents types de grands herbivores dans des exclos au Kenya (O : aucun; C : bétail; W : grands herbivores sauvages (> 15 kg); M : mégaherbivores (éléphants et girafes))

Traduction libre

Source : Young, T. P., Palmer, T.M. et Gadd, M.E. (2005). p. 355

3.3.2 Le surpâturage généré par le bétail

Toutes les plantes indigènes des herbaçaias peuvent résister à un certain degré de défoliation, mais les espèces diffèrent dans leurs capacités à se remettre de la défoliation répétée ou lourde. En fait, toutes les plantes ont besoin d'une période qui leur permet de croître, de produire des fleurs et des graines et de recruter de nouveaux individus dans leurs peuplements afin de maintenir leurs populations (Eddy, 2002). Par conséquent, le moment et la durée des événements de pâturage, en relation avec les cycles de croissance et de reproduction, sont des facteurs cruciaux pour la survie des individus et des communautés de plantes dans les herbaçaias (Eddy, 2002).

Les herbivores diffèrent dans leur sélection alimentaire et leurs méthodes de pâturer (Eddy, 2002). Les effets des herbivores sur la richesse spécifique de plantes semblent dépendre du type et de l'abondance des espèces d'herbivores dans un environnement particulier (Olf et Ritchie, 1998). À ce titre, les populations naturelles de grands herbivores augmentent la diversité de plantes (Gordon *et al.*, 2004; van Wieren, 1995). Les grands herbivores domestiques peuvent également augmenter la diversité s'ils sont exploités à des faibles taux de stockage dans les herbaçaias productives, tandis que des forts taux de stockage réduisent la diversité (Olf et Ritchie, 1998). Effectivement, l'effet du broutage sur les écosystèmes d'herbaçaias dépend de son intensité et particulièrement de la densité des animaux d'élevage (Metera *et al.*, 2010).

Le surpâturage se définit comme un excès d'herbivorisme qui mène à la dégradation des ressources végétales et du sol (Mysterud, 2006). Ainsi, dans un contexte de surpâturage, les espèces utilisées pour le fourrage ne sont plus capables de se maintenir en raison d'un excès d'herbivorisme qui dépasse la capacité de support de l'écosystème et qui mène ainsi à la dégradation de ce dernier (Mysterud, 2006). Ce phénomène résulte principalement du fait que les éleveurs sont souvent désireux de maintenir des densités élevées d'animaux d'élevage dans le but de maximiser la production (Watkinson et Ormerod, 2001). Ainsi, les herbivores domestiques sont souvent élevés de façon à maximiser la biomasse grâce à diverses techniques. Cela résulte généralement en une biomasse d'animaux domestiques plus importante dans les pâturages que la biomasse d'herbivores sauvages supportée par les herbaçaias (Chen *et al.*, 2012; White *et al.*, 2000).

Par ailleurs, l'élevage d'animaux domestiques ne réplique pas les mouvements des herbivores sauvages; l'installation de clôtures et de pompes à eau par exemple, a conduit à une utilisation plus sédentaire et concentrée des pâturages par les animaux domestiques (White *et al.*, 2000). Les modes de pâturage exercés par ceux-ci peuvent limiter la récupération des herbacées défoliées et ainsi réduire considérablement la strate herbacée (Baskaran *et al.*, 2012; White *et al.*, 2000).

Les études montrent qu'à de fortes densités et avec un piétinement intensif du sol, les herbivores domestiques peuvent modifier la composition floristique, les caractéristiques structurelles de la végétation et ainsi réduire la biodiversité et modifier la composition de la litière au sol (Baskaran *et al.*, 2012; Watkinson et Ormerod, 2001; White *et al.*, 2000). S'il se produit du surpâturage, la compaction et l'érosion des sols peuvent suivre avec un changement des propriétés de ces derniers. En effet, cela provoque notamment une augmentation la température des sols, une réduction de l'infiltration de l'eau et de leur capacité de rétention ainsi qu'une diminution de leur contenu en azote et en matière organique, ce qui contribue à diminuer la fertilité de ces sols (Chen *et al.*, 2012; Metera *et al.*, 2010; White *et al.*, 2000). Ces perturbations des sols font en sorte que l'écosystème est de moins en moins productif, affectant ainsi la faune indigène qui le compose (Mysterud, 2006). Par exemple, le surpâturage en Inde a provoqué une perte importante d'herbages, ce qui a conduit à la rareté des habitats pour des espèces icônes comme le rhinocéros unicorne de l'Inde (*Rhinoceros unicornis*) ou les buffles d'eau (*Bubalus arnee*) (Head, 2012).

Aujourd'hui, plus de 260 millions d'hectares d'herbages sur la planète sont qualifiés de surpâturés (Conant et Paustian, 2002). En fait, selon les données de 2002 du *Global Assessment of Soil Degradation* (GLASOD), qui consiste en une compilation des estimations au niveau régional de la dégradation du sol, de ces 260 millions d'hectares d'herbages surpâturés, près d'un tiers est en Afrique, un autre tiers en Eurasie et le reste est réparti sur les autres continents (figure 3.5) (Conant et Paustian, 2002).

Lorsque classé en quatre degrés de surpâturage, soit de faible à sévère, il apparaît que c'est en Eurasie, principalement de l'Ukraine à l'est de la Chine, et en Afrique, particulièrement dans une ceinture autour du 15° degré latitudinal ainsi qu'au sud et à l'est du continent africain, que le phénomène de surpâturage est le plus extrême (figure 3.5) (Conant et Paustian, 2002). Ce phénomène de surpâturage par le bétail est toutefois présent à l'échelle du globe et menace les grands herbivores indigènes de tous les continents.

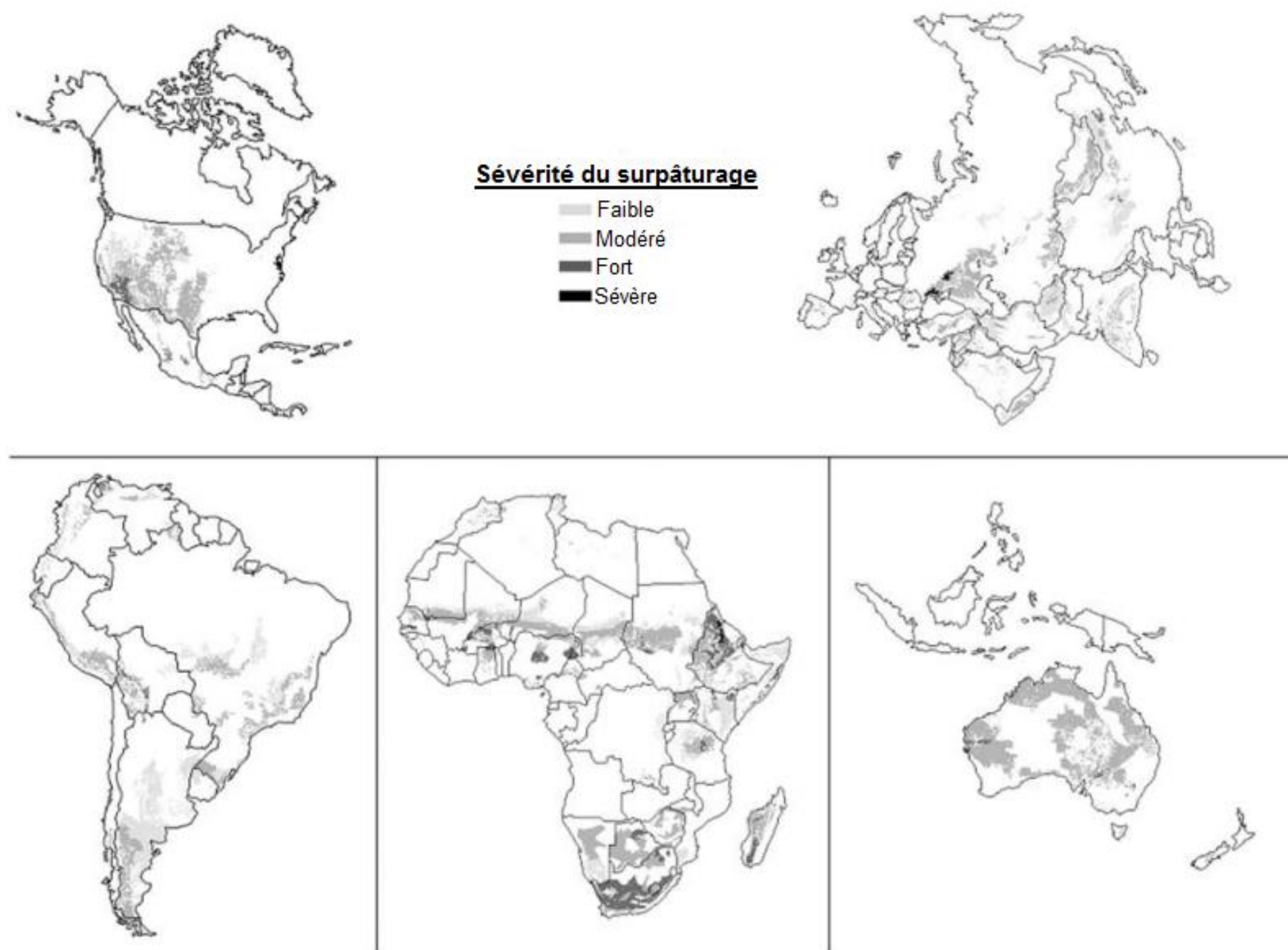


Figure 3.5 Distribution globale des herbaçages surpâturés selon les quatre classes de dégradation du GLASOD

Traduction libre

Source : Conant, R.T. et Paustian, K. (2002). p.90-5

3.3.3 L'envahissement des herbaçales par les espèces exotiques

Les principaux coûts reliés au surpâturage par le bétail se traduisent par une perte générale de biodiversité et plus particulièrement par la dispersion d'espèces exotiques envahissantes. Ces dernières perturbent les fonctions de l'écosystème, dont le cycle des nutriments et l'organisation et la stratification végétale, causant des dommages au sol (Kanga *et al.*, 2011; Metera *et al.*, 2010). En fait, des changements dans la densité des herbivores d'un écosystème d'herbacées affectent considérablement la tolérance des plantes à la défoliation en raison des changements dans la fréquence et la quantité de tissus végétaux consommés (Augustine et McNaughton, 1998). Cela réduit la capacité des plantes à supporter des populations de grands herbivores, ce qui donne un avantage compétitif aux espèces moins comestibles qui, souvent, sont des espèces exotiques plus compétitrices et qui peuvent avoir été introduites par des activités anthropiques (Harrison *et al.*, 2003; Augustine et McNaughton, 1998). Ainsi, suite à des activités intensives de broutage, les herbaçales deviennent susceptibles à l'envahissement par les plantes exotiques (Fonseca *et al.*, 2013).

Des études ont effectivement montré un envahissement par les espèces exotiques dans les parcelles broutées par le bétail pendant de longues périodes (Fonseca *et al.*, 2013; Baskaran *et al.*, 2012). En fait, une corrélation positive entre l'abondance d'espèces exotiques et le broutage par le bétail révèle que les pressions biotiques générées par le surpâturage augmentent significativement l'abondance d'espèces exotiques (Baskaran *et al.*, 2012). Souvent ces espèces ont un système racinaire substantiel et produisent de grandes quantités de graines (Head, 2012). Elles compétitionnent avec les espèces indigènes pour l'humidité et les nutriments du sol, mais, généralement, elles ne sont pas consommées par les grands herbivores (Head, 2012). Ainsi, l'élevage intensif réduit la diversité et l'abondance des espèces herbacées indigènes, desquelles dépendent plusieurs grands mammifères herbivores pour survivre, et favorise la prolifération d'espèces exotiques (Baskaran *et al.*, 2012).

À titre d'exemple, avec l'établissement des Européens, d'importants troupeaux de moutons ont été introduits en Australie et ceux-ci ont préférentiellement brouté certaines espèces,

compacté le sol et facilité l'introduction d'espèces exotiques (Laurance *et al.*, 2011; Williams *et al.*, 2005). Depuis la colonisation européenne de l'Australie, plus de 1 900 espèces végétales vasculaires ont été soit intentionnellement ou accidentellement ajoutées aux 15 000 espèces indigènes du pays (White *et al.*, 2000). Également, en Amérique du Nord, il est reconnu que certaines herbaçaies supportent 10 à 20 % d'espèces de plantes non indigènes qui sont le résultat d'invasions spécifiques (Head, 2012).

Certaines de ces espèces exotiques peuvent être particulièrement problématiques, non seulement pour les grands herbivores, mais aussi pour les agriculteurs. En effet, étant plus compétitrices, elles peuvent causer des pertes à l'agriculture et à la conservation de la biodiversité, ainsi qu'exiger des coûts de contrôle élevés (Eddy, 2002).

3.3.4 L'empiètement d'espèces ligneuses dans les herbaçaies

L'empiètement d'espèces ligneuses consiste en une augmentation de la densité, de la biomasse et du couvert de ces espèces au sein des herbaçaies (van Auken, 2009). Dans certains cas, la fermeture du couvert forestier résultant de ce type d'empiètement s'est vue se réaliser en seulement 40 ans (van Auken, 2009). Il s'agit d'un phénomène de plus en plus commun, et ce, à l'échelle de la planète, autant sur les continents nord et sud-américain (van Auken, 2009; Cabral *et al.*, 2003), qu'en Afrique (Watkinson et Ormerod, 2001), qu'en Australie (Price et Morgan, 2008) et qu'en Asie (Li *et al.*, 2013). D'ailleurs, dans les herbaçaies de l'Amérique du Nord, il est estimé que 220 à 330 millions d'hectares ont subi ou sont actuellement touchés par le processus d'empiètement d'espèces ligneuses (van Auken, 2009). En Afrique du Sud, ce sont plus de 13 millions d'hectares qui ont été sujets à un empiètement arbustif (Watkinson et Ormerod, 2001). Cette augmentation des espèces ligneuses est souvent liée aux activités anthropiques, notamment à l'expansion rapide du pâturage par le bétail (van Auken, 2009; van Langevelde *et al.*, 2003). En effet, la cause principale de l'empiètement arbustif relève des niveaux élevés et constants d'herbivorisme par les animaux domestiques (van Auken, 2009; van Langevelde *et al.*, 2003). Cet herbivorisme est associé à une réduction du couvert d'herbacées et à la réduction concomitante de la fréquence des feux en raison des faibles quantités de combustibles fins à

l'échelle de l'écosystème, soit des conditions qui favorisent davantage les plantes ligneuses que les herbacées (van Auken, 2009; van Langevelde *et al.*, 2003). En fait, lorsque les herbaçaies ne sont pas régulièrement balayées par les incendies, les graines d'arbres germeront progressivement et les plantules survivront jusqu'au stade de plante mature (Head, 2012).

Par ailleurs, contrairement aux troupeaux de bétail brouteur, les communautés de grands herbivores sauvages incluent à la fois des herbivores s'alimentant par abrouissement, des herbivores mixtes ainsi que des brouteurs (Goheen *et al.*, 2010). Ce phénomène d'abrouissement par les herbivores sauvages limite la production de graines d'espèces arborescentes, ce qui réduit le recrutement d'arbres au sein des herbaçaies (Goheen *et al.*, 2010). Les girafes et les éléphants participent effectivement à cette réduction et suppression des arbres dans ce type d'écosystème (Young *et al.*, 2005). En revanche, lorsque le broutage par le bétail est plus prononcé que par les herbivores sauvages, cela favorise la germination et l'établissement subséquent des arbustes et des arbres (Goheen *et al.*, 2010). En fait, le surpâturage cause un empiètement arbustif, car en surbroutant la strate herbacée, il s'en suit une réduction de la compétition pour les semis ligneux (Bustamante *et al.*, 2006). Subséquemment, la création d'ombre par les arbres ayant été favorisés donnera un avantage concurrentiel aux espèces plus tolérantes que les herbacées à l'ombre (Eddy, 2002). De ce fait, avec ce changement de végétation induit par l'empiètement arbustif, l'écosystème ne pourra plus soutenir les communautés de brouteurs (van Auken, 2009).

3.3.5 Le contrôle des prédateurs

Les grands prédateurs terrestres sont de plus en plus rares à l'échelle de la planète, notamment à cause de la perte et de la fragmentation de leur habitat et parce qu'ils sont persécutés par les humains (Johnson *et al.*, 2007). Parce que le bétail constitue une source de nourriture concentrée et vulnérable pour les prédateurs, les humains ont extirpé ces derniers de plusieurs aires d'agriculture et d'élevage, soit directement ou indirectement, à travers la chasse, le trappage, l'utilisation de chiens ou l'empoisonnement (Brook *et al.*, 2012; Letnic *et al.*, 2012; Gordon, 2009; Lloyd, 2007). Pourtant, de nombreuses études ont montré

que les prédateurs de niveau supérieur ont des effets significatifs sur l'architecture et la structuration des communautés terrestres et dans le maintien de la diversité des espèces des niveaux trophiques inférieurs (Ripple *et al.*, 2010; Johnson *et al.*, 2007; Ripple et Beschta, 2005). Cela résulte principalement du fait que les prédateurs de niveau supérieur génèrent des cascades trophiques par le contrôle *top down* qu'ils exercent (Ripple *et al.*, 2010; Johnson *et al.*, 2007; Ripple et Beschta, 2005). En fait, par la prédation, ils sont en mesure de contrôler les populations de grands herbivores et ainsi influencer indirectement la végétation (Letnic *et al.*, 2012; Johnson *et al.*, 2007; Ripple et Beschta, 2005).

Avec le retrait des prédateurs de niveau supérieur, les grands herbivores vont devenir très abondants et cette surpopulation risque de détruire l'habitat de nombreuses autres espèces (Johnson *et al.*, 2007). Par exemple, l'éradication des loups gris et des grizzlis dans le parc national de Grand Teton aux États-Unis a augmenté de cinq fois la densité des orignaux (*Alces alces*), avec comme conséquence un surbroutage de la végétation riparienne et la disparition de plusieurs espèces d'oiseaux migrateurs dépendants de cette végétation (Johnson *et al.*, 2007). Au même titre, l'éradication des loups a mené à une irruption des cerfs (*Odocoileus spp.*) et des wapitis dans certaines régions des États-Unis (Ripple et Beschta, 2005). En effet, il est reconnu que les grands prédateurs de l'Amérique du Nord, soit les couguars (*Puma concolor*), les ours noirs, les coyotes et les lynx (*Lynx rufus*), en plus des loups et des grizzlis, ont une influence significative sur la densité des ongulés en s'attaquant aux individus des différentes classes d'âge, notamment aux plus vulnérables comme les faons (Ripple et Beschta, 2005). Lorsque les grands prédateurs sont absents, les irruptions de grands herbivores conduisent à un surbroutage et à une déplétion de la biomasse végétale. Cela se traduit, subséquemment, par une réduction de la diversité de la faune et de la flore, donc en une perte d'habitats pour de nombreuses espèces, ainsi qu'en une accélération de l'érosion du sol (Letnic *et al.*, 2012; Ripple et Beschta, 2005). En Afrique de l'Ouest, où l'utilisation dominante de la terre est l'élevage des moutons, les prédateurs de niveau supérieur, incluant le lion, le léopard (*Panthera pardus*), le guépard et la hyène tachetée (*Crocuta crocuta*), ont été extirpés des aires d'élevage au cours du dernier siècle (Lloyd, 2007). En Australie, les dingos (*Canis lupus dingo*), les plus grands prédateurs du continent, ont été persécutés depuis l'établissement des Européens, principalement dans les

aires utilisées pour le broutage des moutons (Johnson *et al.*, 2007). Ces canidés ont ainsi été éliminés ou sont devenus très rares dans certaines régions du continent (Johnson *et al.*, 2007). Cette perte des dingos en Australie est liée à la déplétion de la biomasse végétale causée par l'effet d'irruption des populations d'herbivores, notamment les espèces de 10 à 100 kg, tels les kangourous, les wallabys et les émeus (*Dromaius novaehollandiae*) (Letnic *et al.*, 2012; Brook *et al.*, 2012; McIvor, 2005).

Les prédateurs de niveau supérieur d'un écosystème sont ainsi considérés comme des espèces clés qui régulent les cascades trophiques au sein de ce dernier (Letnic *et al.*, 2012; Johnson *et al.*, 2007). De ce fait, la gestion de ces prédateurs peut être utilisée comme un outil pour la conservation de la biodiversité (Frank, 2008; Johnson *et al.*, 2007; Ripple et Beschta, 2005). D'ailleurs, la réintroduction du loup dans le parc national de Yellowstone a favorisé le rétablissement des communautés de plantes grâce au contrôle qu'exercent les loups sur les populations d'ongulés (Letnic *et al.*, 2012; Frank, 2008). Ainsi, sachant que plusieurs grands herbivores sont actuellement chassés par l'Homme parce qu'ils compétitionnent avec les animaux d'élevage et que, d'un autre côté, les grands prédateurs sont persécutés parce qu'ils sont perçus comme une menace pour les cheptels, il y aurait avantage pour l'Homme de profiter d'une gestion adéquate des prédateurs de niveau supérieur qui participent au maintien de la biodiversité (Letnic *et al.*, 2012).

3.4 Les enjeux découlant de ces conflits

Au cours de ce troisième chapitre, le portrait des pressions anthropiques directes et indirectes sur les herbaçaies a permis de présenter les conflits majeurs qui sévissent entre les grands herbivores et l'Homme. Il est possible de dégager trois principaux enjeux qui découlent de ces conflits et qui sont essentiels à considérer pour assurer la durabilité des herbaçaies.

D'abord, parce que les herbaçaies offrent des possibilités d'agriculture et d'élevage et parce que la population humaine est en croissance importante, l'usage des herbaçaies à des fins agricoles pour la production alimentaire figure parmi les principaux enjeux des écosystèmes d'herbacées. Un deuxième enjeu repose sur la conservation de l'intégrité des herbaçaies. Tel

qu'il a été énoncé dans les sections précédentes, les herbaçaies du monde entier subissent des menaces qui mettent en péril leur pérennité. L'envahissement des espèces exotiques, le surpâturage exercé par le bétail ou même la conversion de ces vastes territoires ont pour conséquence la chute de la biodiversité de ces écosystèmes naturels, nuisant ainsi à l'ensemble de leurs fonctions écologiques. Enfin, un dernier enjeu, qui découle du précédent, consiste en la protection et conservation des grands herbivores. Ces derniers sont victimes de braconnage, de compétition avec le bétail pour les ressources naturelles ou encore de perte de leur habitat naturel via la perte, la fragmentation et la dégradation des herbaçaies. Le maintien des herbaçaies, tel qu'il a été expliqué, ne pourra être assuré si aucune mesure n'est envisagée pour promouvoir et assurer la place et le rôle que jouent les grands herbivores dans ces écosystèmes qui, aujourd'hui, sont effectivement très menacés par les activités anthropiques.

Ce n'est donc que par une planification et un aménagement durables qui tiennent compte de ces enjeux, c'est-à-dire qui permettent à la fois les activités anthropiques et le maintien des herbaçaies et de sa biodiversité, que pourront coexister à long terme l'Homme et les grands herbivores au sein de ces herbaçaies.

Chapitre 4

Planification et aménagement pour une gestion durable des herbaçaies

Les herbaçaies sont des écosystèmes d'une importance capitale à l'échelle du globe, tant pour l'Homme que pour la biodiversité. Pourtant, de nombreux conflits se présentent à elles, essentiellement d'origine anthropique. D'ailleurs, les grands herbivores qu'elles soutiennent sont sujets à entrer en conflit avec les humains, alors qu'ils participent au maintien des interactions écologiques qui sont vitales à l'intégrité de ces écosystèmes. Ce présent chapitre propose donc une approche de gestion et des stratégies pour orienter une planification et un aménagement durables des herbaçaies.

4.1 Le paradoxe « *activités agricoles et conservation* » au sein des herbaçaies nécessite une gestion intégrée

Parce que les herbaçaies supportent des populations humaines qui y pratiquent des activités agricoles vitales ainsi qu'une faune et une flore bien spécifiques, celles-ci soulèvent fréquemment des dilemmes de gestion au niveau des activités agricoles et de la conservation de la biodiversité. Pour que cette gestion soit durable, elle nécessite d'être intégrée, c'est-à-dire d'inclure l'ensemble des facteurs écologiques, économiques et sociaux qui sont liés à cette gestion, tout comme chacune des parties concernées (Secrétariat sur la Convention de la diversité biologique, 2004).

4.1.1 Le portrait du paradoxe « *activités agricoles et conservation* »

La population humaine continue d'augmenter et devrait atteindre un point culminant de 9 à 10 milliards au cours du 21^e siècle (Gabriel *et al.*, 2013; Tscharncke *et al.*, 2012; Godfray, 2011). Pour pallier cette croissance sans précédent, l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) estime qu'il faudra augmenter la production alimentaire d'au moins 70 % pour 2050 (Benayas et Bullock, 2012; Smith *et al.*, 2012; Tscharncke *et al.*,

2012). Cette pression pour la production alimentaire arrive toutefois avec une perte de plus en plus importante des terres productives aux dépens de différentes pressions anthropiques (figure 4.1) (Godfray, 2011). À l'échelle du globe, l'agriculture a d'ailleurs déjà détruit ou converti plus de 70 % des herbaçales des régions tempérées et 50 % des savanes (Foley *et al.*, 2011). Dans plusieurs régions, les pratiques agricoles sont également devenues plus intensives, tout en augmentant l'utilisation d'eau, d'énergie, de fertilisants, de pesticides et d'espèces exotiques pour améliorer la production (Benayas et Bullock, 2012).

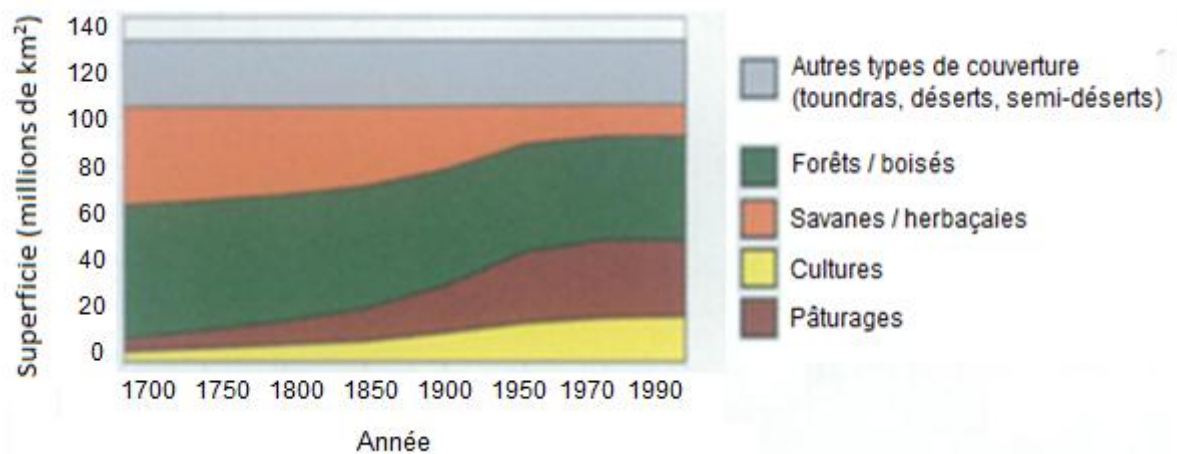


Figure 4.1 Augmentation de la superficie des terres dédiées aux activités agricoles aux dépens des écosystèmes naturels au cours des 300 dernières années

Traduction libre

Source : DeFries, R.S., Foley, J.A. et Asner, G.P. (2004). p. 250

Paradoxalement à la nécessité d'augmenter la production alimentaire, l'Organisation des Nations unies (ONU) a déclaré la présente décennie (2011-2020) comme la Décennie de la Biodiversité (Tscharntke *et al.*, 2012). Lors de la Conférence de Nagoya en 2010, des objectifs clairs de protection, de conservation et de restauration de la biodiversité ont été établis pour le nouveau plan stratégique de la Convention de la diversité biologique (CDB) en vue de 2020 (Benayas et Bullock, 2012). Ce nouveau plan a également comme objectif de promouvoir une gestion intégrée et durable de la biodiversité (Benayas et Bullock, 2012).

Toutefois, sous le scénario d'une croissance rapide de la population humaine, l'augmentation globale de la demande pour les produits agricoles va continuer d'affecter la biodiversité (Smith *et al.*, 2012; Foley *et al.*, 2011). L'utilisation efficace et productive des terres agricoles, tout en conservant la biodiversité, représente ainsi un enjeu mondial pour lequel les herbaçaies sont particulièrement impliquées (Benayas et Bullock, 2012; Smith *et al.*, 2012; Tscharntke *et al.*, 2012; Lemaire *et al.*, 2005).

La théorie de la biologie de la conservation a souvent cherché à identifier des stratégies qui maximisent les résultats de la biodiversité, sans nécessairement tenir compte des autres objectifs de la société (Godfray, 2011). La gestion des herbaçaies doit toutefois être à la recherche d'une approche holistique et de stratégies de gestion intégrée qui répondent à des objectifs multiples, à savoir la production alimentaire et la conservation de ses habitats naturels et de sa biodiversité, notamment les grands herbivores (Godfray, 2011; Fischer *et al.*, 2011). Parce qu'elle est promue en tant qu'outil pour traiter des problématiques à travers les dimensions culturelles, socioéconomiques et environnementales, l'approche par écosystème de la CDB pourrait s'avérer fort utile pour répondre à cette problématique (CDB, s.d.a).

4.1.2 L'approche par écosystème

Afin de répondre aux trois objectifs de la CDB, à savoir la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique ainsi que le partage équitable des avantages découlant de l'utilisation des ressources génétiques, la Conférence des Parties (COP5), à travers la décision V/6, a proposé l'approche par écosystème, également appelée l'approche écosystémique (Secrétariat sur la Convention de la diversité biologique, 2004). Cette approche repose sur un concept de gestion intégrant et équilibrant de façon durable la conservation de la biodiversité, le développement socioéconomique et le maintien des valeurs culturelles associées à l'écosystème (Secrétariat sur la Convention de la diversité biologique, 2004). Elle reconnaît donc que les populations humaines, dans leur diversité culturelle, sont une composante intégrante des écosystèmes (Chaffard-Sylla, 2004; Secrétariat sur la Convention de la diversité biologique, 2004; CDB, s.d.b). À cet effet, elle se

focalise sur la compréhension et le maintien des différents processus naturels qui procurent des bénéfices à l'Homme et considère les paradigmes dominants et les préférences sociétales qui ont une incidence importante sur la gestion des écosystèmes (Smith *et al.*, 2012; Fischer *et al.*, 2008). Cette approche est ainsi devenue un principe fondamental et central de la mise en œuvre de la CDB (Secrétariat sur la Convention de la diversité biologique, 2004).

Dans un contexte de gestion durable des herbaçaies, cette approche est tout à fait souhaitable pour la durabilité et l'utilisation équitable des herbaçaies. D'abord, dans les herbaçaies, ce sont majoritairement les forces socioéconomiques qui influencent la façon dont un producteur va choisir d'équilibrer les activités agricoles et la conservation de la biodiversité sur sa terre (Fischer *et al.*, 2008). Puisqu'elle convient de comprendre l'écosystème dans un contexte socioéconomique afin de réduire les distorsions du marché qui affectent négativement la biodiversité, cette approche leur proposerait donc des incitations pour valoriser une utilisation durable de cette biodiversité. De plus, un des principes cruciaux de l'approche par écosystème est d'intégrer toutes les parties prenantes de l'utilisation de la terre et des ressources d'un écosystème dans sa gestion (CDB, s.d.b). De ce fait, elle intègre toute forme d'information pertinente, qu'elles proviennent de la communauté scientifique, des populations locales ou des peuples autochtones (CDB, s.d.b). Son application dans la gestion des herbaçaies améliorerait ainsi les connaissances intégrées sur les caractéristiques écologiques, agronomiques et socioéconomiques d'une région (Smith *et al.*, 2012). Aussi, parmi les directives opérationnelles de la mise en œuvre de l'approche, il est prévu de concentrer la gestion sur les fonctions de la diversité biologique dans les écosystèmes (CDB, s.d.b). Cette approche permettrait ainsi de s'appuyer sur des stratégies de gestion qui répondraient à l'enjeu de la conservation des grands herbivores, sachant qu'ils remplissent des fonctions essentielles au maintien de la biodiversité dans les herbaçaies.

En somme, la CDB est le seul traité international à envisager une approche holistique s'appuyant sur l'écosystème pour la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité (Secrétariat sur la Convention de la diversité biologique, 2004). Dans l'optique de mettre en

œuvre cette approche pour gérer les herbaçaies, différentes stratégies de gestion, présentées dans la section suivante, ont récemment été proposées.

4.2 La dualité « *séparation des terres* » vs « *partage des terres* »

L'utilisation des terres agricoles et la conservation de la biodiversité ont traditionnellement été perçues comme deux entités incompatibles (Tscharntke *et al.*, 2005). Il y a un compromis à faire entre le rendement agricole et la protection de la biodiversité, mais certaines stratégies de gestion peuvent néanmoins être bénéfiques à la fois pour la production alimentaire et pour la durabilité des milieux naturels et de leurs ressources, tout comme préconisé par l'approche écosystémique (Anderson-Teixeira *et al.*, 2012; Foley *et al.*, 2011).

Les récentes discussions sur l'avenir des activités agricoles ont lancé un débat concernant deux stratégies de gestion des herbaçaies et de sa biodiversité : la séparation des terres (« *land sparing* ») et le partage des terres (« *land sharing* ») (Gabriel *et al.*, 2013; Anderson-Teixeira *et al.*, 2012; Benayas et Bullock, 2012; Butsic *et al.*, 2012; Tscharntke *et al.*, 2012; Fischer *et al.*, 2011; Godfray, 2011). Ces différentes approches ont été proposées comme deux stratégies antagonistes, mais ayant la même finalité, soit atteindre un équilibre entre la production alimentaire et la conservation des herbaçaies. Les avantages et les limites de ces deux stratégies sont présentés dans cette section.

4.2.1 La séparation des terres (*land sparing*)

Le *land sparing*, soit la séparation des terres, est basé sur une approche binaire du paysage, où les fragments naturels sont séparés des activités anthropiques et où les interactions écologiques entre la biodiversité et les systèmes agricoles sont réduites (figure 4.2) (Tscharntke *et al.*, 2012; Fischer *et al.*, 2008). Cette stratégie consiste en la maximisation de la production agricole de certaines portions de terre tout en permettant à d'autres portions d'être réservées exclusivement à la conservation de la biodiversité (Gabriel *et al.*, 2013; Anderson-Teixeira *et al.*, 2012; Benayas et Bullock, 2012; Butsic *et al.*, 2012; Tscharntke *et al.*, 2012; Fischer *et al.*, 2011; Godfray, 2011; Phalan *et al.*, 2011a; Phalan *et al.*, 2011b, Fischer *et al.*, 2008).

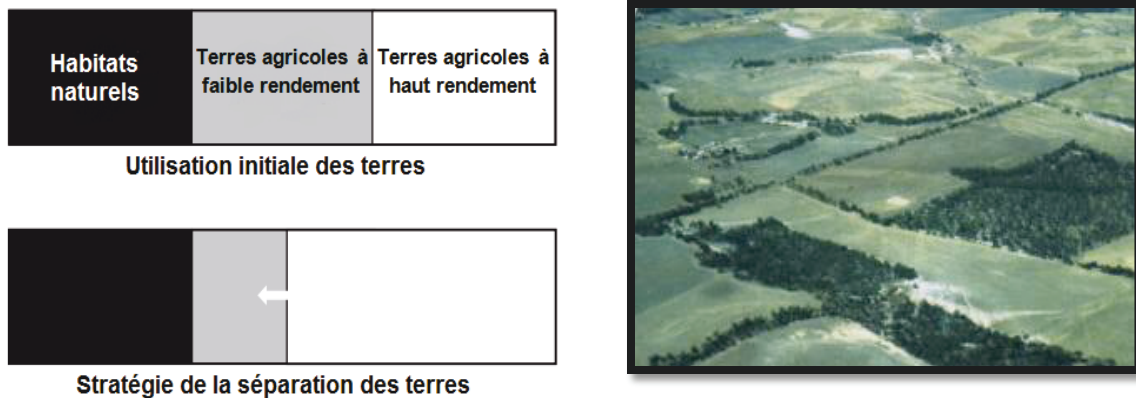


Figure 4.2 Adoption de la stratégie de la séparation des terres au sein d'un paysage agricole

Traduction libre

Inspirée de : Tschardtke, T. *et al.* (2012). p. 57; Phalan, B. *et al.* (2011b). p. S63; Fischer, J. *et al.* (2008). p. 382

Cette dichotomie fait en sorte que la séparation des terres est compatible avec des méthodes d'optimisation de l'utilisation du sol à des fins de production alimentaire intensive (Fischer *et al.*, 2008). Elle implique donc des interventions qui augmentent les rendements agricoles, c'est-à-dire la production par unité de surface des terres agricoles existantes : les systèmes agricoles résultant de cette maximisation sont donc typiquement de type industriel (Phalan *et al.*, 2011b; Hodgson *et al.*, 2010; Fischer *et al.*, 2008). En utilisant ainsi intensivement les aires agricoles, certaines aires d'habitats naturels peuvent être épargnées de l'exploitation anthropique (Phalan *et al.*, 2011b; Hodgson *et al.*, 2010; Fischer *et al.*, 2008). Cela empêche la conversion, ou bien permet d'initier la restauration, de parcelles d'habitats naturels (Phalan *et al.*, 2011b; Hodgson *et al.*, 2010; Fischer *et al.*, 2008). Cette conversion de l'habitat peut être évitée de plusieurs façons, notamment par la désignation formelle d'aires protégées, par des réserves protégées et gérées par les communautés locales ou bien par des concessions de conservation (Phalan *et al.*, 2011a; Phalan *et al.*, 2011b).

L'argument principal pour la stratégie de gestion par la séparation des terres au sein des herbaçaies repose sur le fait qu'elle augmente la production alimentaire des terres agricoles, tout en conservant des milieux naturels (Tschardtke *et al.*, 2012). Elle offre donc un compromis au paradoxe de la production agricole et de la conservation des herbaçaies.

Fischer *et al.* (2008) argumentent toutefois que la stratégie de séparation des terres implique une dissociation entre les humains et la nature. Phalan *et al.* (2011b), quant à eux, conçoivent néanmoins que la déconnexion entre l'Homme et la nature pourrait tout aussi bien, ou voire mieux, être remédiée par l'accessibilité à un réseau bien interprété de réserves naturelles qui protègent et conservent dans un état relativement intact les habitats naturels.

Cette stratégie offre également l'avantage d'être plus efficace pour protéger des habitats et des espèces rares (Phalan *et al.*, 2011b). Elle cible en fait la conservation d'espèces possédant un domaine vital spécifique et restreint, qui sont d'ailleurs souvent des espèces beaucoup plus vulnérables aux menaces (Godfray, 2011). De plus, la plupart des espèces avec de forts risques d'extinction sont généralement restreintes au noyau central des habitats naturels (Phalan *et al.*, 2011b). Augmenter la superficie de ce noyau central par la protection de ces habitats peut être bénéfique aux populations de ces espèces (Phalan *et al.*, 2011b). Phalan *et al.* (2011b) considèrent d'ailleurs qu'il peut être plus efficace de se concentrer d'abord sur l'aire des habitats naturels et sur la qualité de ces derniers que de favoriser en un premier temps la capacité de dispersion au sein d'une matrice hétérogène d'habitats (Phalan *et al.*, 2011b). Cette stratégie permet aussi de cerner les parcelles à protéger qui regroupent un assemblage quasi complet des espèces présentes dans l'ensemble de l'herbaciaie, ce qui favorise le maintien d'une forte biodiversité à l'échelle régionale (Fischer *et al.*, 2008).

Le versement de subventions aux fermiers qui sacrifient des portions de terres non cultivées pour la conservation de l'habitat de la faune peut être une mesure incitative à la stratégie de la séparation des terres (Fischer *et al.*, 2008). Aux États-Unis, le *Conservation Reserve Enhancement Program* (CREP) procure des incitations financières aux agriculteurs pour retirer certaines portions de terre de la production (Anderson-Teixeira *et al.*, 2012; Egan et Mortensen, 2012; FSA, 2012). Il s'agit d'un programme de retrait volontaire qui aide les producteurs à protéger les terres écologiquement sensibles, à réduire l'érosion, à restaurer des habitats fauniques et à préserver la qualité des eaux souterraines et de surface (FSA, 2012). Ce programme permet donc de restaurer ces terres en habitats pérennes, généralement en herbaciaies de première succession, et de contrer la perte d'habitats essentiels pour les espèces fauniques menacées ou en voie de disparition (Egan et

Mortensen, 2012; FSA, 2012). Financé en partie par l'État et d'autres sources non fédérales, il s'agit d'un programme dont les efforts sont centrés sur la participation locale et communautaire (FSA, 2012). Pour les propriétaires de terres, le CREP n'est pas seulement un moyen rentable d'aborder des problèmes environnementaux en milieu agricole, mais il fournit également une option viable pour compléter leur revenu agricole (FSA, 2012).

Bien qu'elle ait des avantages, la limite majeure de cette stratégie repose sur les techniques de maximisation des rendements. L'utilisation de produits agrochimiques est susceptible d'être la méthode première pour augmenter les rendements, ce qui aura certes des effets négatifs sur l'environnement (Fischer *et al.*, 2011). D'ailleurs, les approches classiques d'agriculture intensive, en particulier l'utilisation effrénée d'engrais chimiques et le recours à l'irrigation sont les principales causes de dégradation de l'environnement des milieux agricoles (Foley *et al.*, 2011). Cette stratégie peut d'autant plus rendre les herbaçales vulnérables à la dégradation, car en favorisant une production à fort rendement, les agriculteurs peuvent être plus facilement tentés d'intensifier et d'étendre la production pour générer plus de profits (Hodgson *et al.*, 2010). L'intensification elle-même peut donc être une menace pour les parcelles qui doivent être protégées (Chappell *et al.*, 2009). De ce fait, sous cette stratégie, les réserves naturelles se retrouvent souvent gérées par les gouvernements s'il n'y a pas de mesures de compensation offertes aux producteurs qui n'y voient pas d'avantages économiques à conserver et gérer des habitats naturels d'herbaçales (Fischer *et al.*, 2008). Sans intervention politique, les rendements élevés de la production agricole ne mènent pas nécessairement à une réduction de la demande de terres, ils créent en fait des incitations économiques à les exploiter davantage (Hodgson *et al.*, 2010).

En mettant en œuvre la stratégie du partage des terres, les champs agricoles deviendront généralement très vastes et peu diversifiés, voire même d'importantes monocultures (Anderson-Teixeira *et al.*, 2012; Fischer *et al.*, 2008). La biodiversité, dans un tel paysage supportant d'importants ajouts chimiques, est ainsi largement restreinte aux réserves naturelles (Fischer *et al.*, 2008). Ces paysages ne seront toutefois pas enclins à supporter de nombreuses espèces de la grande faune qui ont généralement un très grand domaine vital (Fischer *et al.*, 2008). En fait, si les réserves naturelles ne sont pas de taille suffisante pour

soutenir cette faune, tels les grands herbivores migrants, celle-ci entrera nécessairement en conflit avec l'Homme en se déplaçant en dehors de ces réserves (Bolger *et al.*, 2008).

Enfin, cette stratégie ignore les complémentarités sociales et écologiques vitales, soit la dépendance des communautés rurales aux services écosystémiques (Fischer *et al.*, 2011). Concrètement, cette stratégie ne considère pas les opportunités du paysage agricole à fournir de multiples services écosystémiques aux populations rurales (Tscharncke *et al.*, 2012). En isolant l'Homme de la nature, il ne pourra plus avoir recours à ces services, ce qui pourrait l'amener à engendrer de nouvelles pressions qui perturberont les écosystèmes, menaçant davantage la durabilité de la production alimentaire (Tscharncke *et al.*, 2012).

Le tableau 4.1 ci-dessous résume l'ensemble des avantages et des limites de la mise en œuvre de la stratégie de gestion par la séparation des terres au sein des herbaçales.

Tableau 4.1 Les avantages et limites de la stratégie de la séparation des terres

STRATÉGIE DE LA SÉPARATION DES TERRES
Avantages
<ul style="list-style-type: none"> • Maximise les rendements agricoles et augmente la production alimentaire; • Réduit l'empiètement anthropique dans les habitats naturels, ce qui les protège et les conserve dans un état relativement intact; • Protège les habitats et les espèces rares et vulnérables aux menaces; • Procure des incitations financières aux producteurs agricoles afin d'encourager la protection de la biodiversité.
Limites
<ul style="list-style-type: none"> • Utilise des produits agrochimiques qui sont néfastes pour l'environnement; • Dissocie les humains de la nature; • Entraîne des conflits Homme – faune lorsque les aires protégées ne sont pas de taille suffisante; • Génère une perte de biodiversité par l'implantation de monocultures; • Crée des incitations à intensifier et étendre davantage les productions pour les profits; • Ignore l'importance des services écosystémiques.

4.2.2 Le partage des terres (*land sharing*)

Le *land sharing*, soit le partage des terres, consiste en l'utilisation simultanée du paysage agricole à des fins d'activités d'exploitation moins intensives et de conservation des habitats naturels (figure 4.3) (Anderson-Teixeira *et al.*, 2012; Benayas et Bullock, 2012; Tschamntke *et al.*, 2012; Fischer *et al.*, 2011; Godfray, 2011). En sacrifiant le rendement de la production pour favoriser la conservation, les pratiques agricoles dans le cadre de la stratégie du partage des terres se veulent respectueuses de la biodiversité (Anderson-Teixeira *et al.*, 2012; Benayas et Bullock, 2012; Tschamntke *et al.*, 2012; Fischer *et al.*, 2011; Godfray, 2011). Cette stratégie met donc l'accent sur l'hétérogénéité des habitats à travers le paysage, la résilience des habitats naturels et les interactions écologiques entre les aires agricoles et naturelles (Benayas et Bullock, 2012; Fischer *et al.*, 2008).

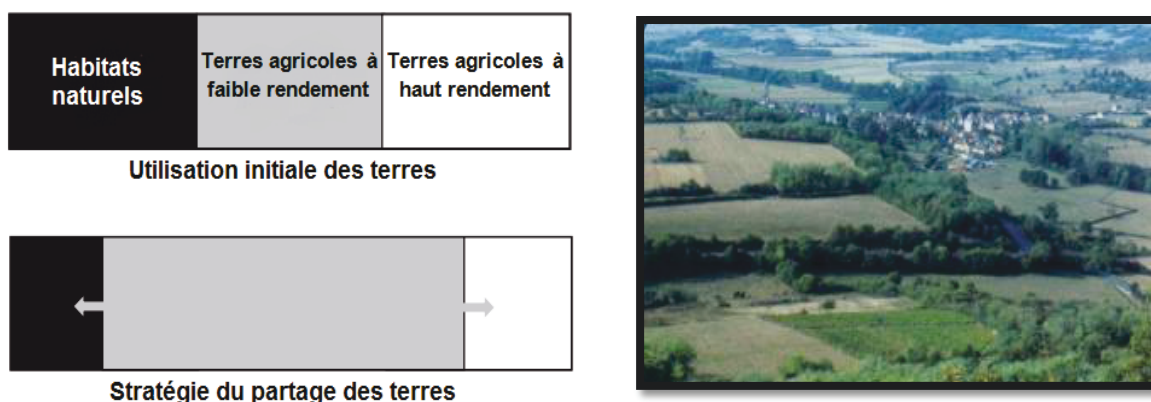


Figure 4.3 Adoption de la stratégie du partage des terres au sein d'un paysage agricole

Traduction libre

Inspirée de : Tschamntke, T. *et al.* (2012). p. 57; Phalan, B. *et al.* (2011b). p. S63; Fischer, J. *et al.* (2008). p. 382

Suivant cette stratégie, des parcelles de végétation indigène sont dispersées à travers un paysage agricole, favorisant l'hétérogénéité spatiale du territoire (Fischer *et al.*, 2008). Cette stratégie implique également des pratiques agricoles basées sur la biodiversité, un apprentissage de l'agriculture traditionnelle et un changement de l'agriculture conventionnelle vers un agroenvironnement (Benayas et Bullock, 2012). Elle repose donc, contrairement à la

séparation des terres, essentiellement sur des techniques extensives d'exploitation agricole qui participent au maintien de la biodiversité (Phalan *et al.*, 2011b; Fischer *et al.*, 2008).

La stratégie du partage des terres a d'abord l'avantage de préconiser des pratiques agricoles traditionnelles. En fait, même si les méthodes agricoles modernes intensives permettent une meilleure maximisation de la production que les méthodes traditionnelles, elles favorisent néanmoins l'utilisation massive de ressources *ex situ*, dont des fertilisants inorganiques et des espèces exotiques pour les cultures (Benayas et Bullock, 2012). Contrairement à ces systèmes intensifs, l'agriculture traditionnelle favorise, elle, le recyclage *in situ* des nutriments et des ressources, le développement de variétés locales et l'exploitation efficace de l'hétérogénéité de l'environnement local (Benayas et Bullock, 2012). Ces méthodes traditionnelles se sont développées au cours de l'histoire de l'humanité afin de produire une variété de biens agricoles, suffisamment pour une utilisation locale, tout en respectant l'environnement (Benayas et Bullock, 2012). Le retour à des approches de gestion agricole traditionnelles favorise plus facilement le contrôle des espèces envahissantes et le maintien des espèces animales et végétales indigènes (Benayas et Bullock, 2012).

Cette stratégie de gestion des herbaçages repose essentiellement sur la nécessité de conserver ces écosystèmes dans le but de maintenir les biens et services écologiques desquels dépendent les humains, ce qui minimise les pressions anthropiques néfastes sur l'environnement et la biodiversité (Benayas et Bullock, 2012). Le partage des terres est en quelque sorte l'objectif de la planification d'un agroécosystème (Phalan *et al.*, 2011a; van Buskirk et Willi, 2004). Les agroécosystèmes sont des outils de gestion qui soutiennent l'importance de préserver des zones tampons et des corridors biologiques entre les différents habitats pour améliorer la connectivité des paysages et de la biodiversité, tout en préconisant des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement (Benayas et Bullock, 2012). D'ailleurs, les producteurs exercent couramment des activités agricoles biologiques dans de tels environnements (Phalan *et al.*, 2011a; van Buskirk et Willi, 2004). Ces activités biologiques sont considérées comme partie intégrante de la stratégie du partage des terres, car elles tentent précisément de rendre la superficie cultivée ou pâturée plus accueillante pour la faune et la flore, tout en limitant l'utilisation de pesticides (Tscharntke *et al.*, 2012; Hodgson *et al.*, 2010).

Un autre avantage de la stratégie du partage des terres provient du fait qu'elle génère une mosaïque paysagère (Benayas et Bullock, 2012; Fischer *et al.*, 2008). Les paysages agricoles qui sont composés d'une mosaïque connectée entre les habitats de premières successions et de successions tardives sont plus susceptibles de soutenir un large biote qui contribue à la régulation et au support de services écologiques (Benayas et Bullock, 2012; Fischer *et al.*, 2008). Également, l'hétérogénéité de l'environnement ainsi créée par cette stratégie permet de soutenir une grande diversité de faune, notamment les grands herbivores (Benayas et Bullock, 2012; Fischer *et al.*, 2008). La connectivité entre les différents types d'habitats facilite les déplacements de la faune et s'avère très bénéfique lors des migrations de certaines espèces.

En Europe, une réponse aux préoccupations concernant la perte de biodiversité en milieu agricole a été l'introduction de programmes agroenvironnementaux (*agri-environmental schemes* (AES)), qui supportent les principes du partage des terres. À travers ces programmes, les producteurs agricoles reçoivent des allocations pour modifier leurs pratiques afin de fournir des avantages environnementaux (Kleijn et Sutherland, 2003). Les AES ont été conçus et mis en œuvre depuis le milieu des années 1980. À l'aube du 21^e siècle, les zones ayant adhéré à ces AES couvraient déjà 20 % de la superficie agricole totale au sein de l'Union européenne (Primdahl *et al.*, 2003). Ils contribuent à assurer un revenu approprié aux producteurs ainsi qu'à promouvoir des méthodes de production agricole compatibles avec la protection et la conservation de la nature et du paysage (Primdahl *et al.*, 2003).

Même si cette stratégie préconise des systèmes agricoles respectueux de la biodiversité, certaines espèces vulnérables ou en danger d'extinction ne peuvent y survivre (Phalan *et al.*, 2011b). En fait, même les systèmes agricoles les plus bénins ne peuvent assurer la conservation de ces espèces : pour les conserver, la protection des habitats naturels s'avère essentielle (Phalan *et al.*, 2011b). L'expansion des activités agricoles au sein d'écosystèmes qui sont très sensibles aura donc des effets considérables sur la biodiversité (Foley *et al.*, 2011).

Par ailleurs, une étude de Batáry *et al.* (2011) sur l'effet de la gestion agroenvironnementale sur la richesse spécifique et l'abondance des espèces végétales et animales a permis de souligner qu'il n'existe pas une approche unique applicable à tous les écosystèmes pour ce type de gestion. Celle-ci est très dépendante de la complexité du paysage, tout comme des groupes taxonomiques et fonctionnels (Batáry *et al.*, 2011).

De plus, étant donné que cette stratégie suggère des rendements plus faibles, cela est passible de diminuer son acceptabilité sociale auprès des producteurs. Ainsi, elle peut être perçue comme étant moins profitable pour les producteurs, qui eux verront la stratégie de la séparation des terres plus viable économiquement (Anderson-Teixeira *et al.*, 2012).

Le tableau 4.2 ci-dessous résume l'ensemble des avantages et des limites de la mise en œuvre de la stratégie de gestion basée sur le partage des terres au sein des herbaçaies.

Tableau 4.2 Les avantages et limites de la stratégie du partage des terres

STRATÉGIE DU PARTAGE DES TERRES
Avantages
<ul style="list-style-type: none"> •Repose sur des activités agricoles respectueuses de l'environnement; •Met l'emphase sur l'hétérogénéité du paysage, la résilience des habitats naturels et les interactions écologiques; •Préconise des activités agricoles traditionnelles (recyclage <i>in situ</i> des nutriments et des ressources, développement de variétés locales, etc.); •Planifie une gestion basée sur un agroécosystèmes (techniques extensives d'exploitation agricole, production biologique, etc.); •Améliore la connectivité des paysages.
Limites
<ul style="list-style-type: none"> •Certaines espèces vulnérables ou en danger d'extinction ne peuvent survivre dans un tel environnement ; •Il n'exite pas une approche unique, car cette gestion est dépendante de la complexité du paysage et des groupes taxonomiques et fonctionnels; •Les rendements agricoles étant plus faibles, ils sont passibles de diminuer l'acceptabilité sociale de la stratégie.

4.3 La combinaison des stratégies de séparation et de partage des terres en vue d'une meilleure gestion intégrée

Bien que le débat récent ait amené à comparer les stratégies de la séparation et du partage des terres et à les percevoir comme des solutions dichotomiques, il est également proposé d'utiliser ces stratégies de gestion de façon concomitante afin de maximiser chacun de leurs avantages (Benayas et Bullock, 2012). En effet, plutôt que d'être perçues comme étant des options mutuellement exclusives pour la gestion des herbaçaies, il devrait être reconnu qu'elles apportent des avantages différents et complémentaires (Fischer *et al.*, 2008). Elles représentent donc un ensemble d'actions qui peuvent être combinées pour mieux accroître la biodiversité et les services écosystémiques, tout en permettant la production alimentaire (Gabriel *et al.*, 2013; Benayas et Bullock, 2012; Tscharntke *et al.*, 2012). De cette façon, la réconciliation entre la production agricole, les valeurs de conservation liées aux paysages culturels, la protection et conservation de la biodiversité et l'accès à une gamme de services écosystémiques serait optimisée (Benayas et Bullock, 2012).

L'équilibre optimal entre la stratégie de la séparation et du partage des terres dépend toutefois de nombreux facteurs (Hodgson *et al.*, 2010). La faisabilité et l'appropriation sur un territoire donné de chacune des actions proposées par les deux stratégies sont affectées par les propriétés biophysiques inhérentes à ce territoire, notamment les groupes d'espèces et la productivité des terres agricoles, ainsi que par le contexte historique et socioéconomique (Gabriel *et al.*, 2013; Egan et Mortensen, 2012; Smith *et al.*, 2012; Hodgson *et al.*, 2010; Fischer *et al.*, 2008). La mise en œuvre d'une approche de gestion par écosystème qui reprendrait ces stratégies au sein des herbaçaies devrait donc être spécifique aux particularités du paradoxe « production agricole et conservation de la biodiversité » de chacune de ces herbaçaies (Phalan *et al.*, 2011b). Néanmoins, pour assurer une planification et un aménagement durables qui soutiennent l'intégrité des herbaçaies, il importe d'établir des propositions d'actions s'appuyant sur les avantages de ces différentes stratégies de gestion qui pourraient ensuite être appliquées en fonction de ces particularités des herbaçaies. Pour ce faire, il est pertinent de se baser sur le schéma d'aménagement des Réserves de biosphère reconnues par l'Organisation des Nations unies pour l'éducation, la

science et la culture (UNESCO). Il s'agit en fait d'un modèle qui reprend l'essentiel des avantages des deux stratégies et qui poursuit le même objectif que celui de la gestion durable des herbaçaies, soit la conciliation de la conservation de la biodiversité et du développement durable (UNESCO, 2012). Le concept principal de telles réserves repose sur une « zone centrale » protégée, entourée d'abord par une « zone tampon » permettant la recherche fondamentale ou l'utilisation traditionnelle des terres et, ultimement, par une « zone de transition » où se déroulent les activités économiques et sociales qui doivent s'orienter vers un développement durable (annexe 4) (Batisse, 1982). Dans cette optique, les propositions d'action permettront de répondre aux trois principaux enjeux auxquels les herbaçaies sont confrontées.

D'abord, tel qu'il a été expliqué, toutes les herbaçaies naturelles sensibles ne peuvent être converties en systèmes agricoles en raison de la grande vulnérabilité de certaines espèces aux perturbations anthropiques (Tscharntke *et al.*, 2012; Fischer *et al.*, 2008). De plus, les effets de l'intensité de l'utilisation des terres sur la richesse en espèces diffèrent selon les groupes taxonomiques et les types d'utilisation, mais, de façon générale, la richesse en espèces diminue avec l'augmentation de l'intensité de l'utilisation anthropique de la terre (Butsic *et al.*, 2012). La protection de certains habitats naturels sensibles, sous un statut de protection légal, s'avérerait donc essentielle pour la conservation de ces espèces vulnérables, telle que prônée par la stratégie de séparation des terres (Tscharntke *et al.*, 2012; Fischer *et al.*, 2008). À l'image des Réserves de biosphère, l'identification de ces zones sensibles permettrait de désigner des « zones centrales » légalement protégées et destinées à la conservation au sein des herbaçaies (UNESCO, 2012; Batisse, 1982). D'ailleurs, l'approche par écosystème proposée par la CDB n'exclut pas des méthodes de gestion et de conservation telles que les zones protégées ou les Réserves de biosphère et les programmes de conservation portant sur une espèce déterminée : elle encourage plutôt l'intégration de toutes ces approches qui favorisent des gains potentiels pour la biodiversité et la société et qui maintiennent l'intégrité des écosystèmes (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 2004).

La mise sous protection de certaines aires naturelles œuvrerait à minimiser les conflits Homme –faune, sans pour autant compromettre la production alimentaire permise en dehors de ces zones protégées. La réussite de cet aménagement dépendrait cependant de la taille des parcelles qui devraient être protégées, et ce, en fonction des espèces à protéger. Puisqu'un des enjeux prioritaires de la gestion des herbaçaies est la conservation des grands herbivores, les aires protégées au sein de ces écosystèmes requerraient des superficies adéquates pour soutenir ces populations et leur valeur sélective (Phalan *et al.*, 2011b). Les futures recherches scientifiques dans les herbaçaies devraient donc se réaliser avec l'objectif d'identifier les superficies nécessaires pour assurer la conservation de ces populations.

PROPOSITION D'ACTION # 1

Des aires légalement protégées à l'abri de l'exploitation et de superficie suffisante en vue de protéger efficacement les espèces à grand domaine vital devraient être désignées.

Dans le cadre de la planification et de l'aménagement durables des herbaçaies, il est également primordial de considérer que plus l'intensité de l'utilisation de la terre aux alentours d'une aire protégée augmente, plus cela aura des effets négatifs et diminuera les fonctions écologiques et les flux au sein des réseaux trophiques (Butsic *et al.*, 2012). Ainsi, plus une aire protégée sera de grande taille, plus l'aire du noyau central de cet habitat sera importante et moins l'effet de bordures se fera ressentir (Phalan *et al.*, 2011b). Il est aussi possible de répondre à ce principe en instaurant des zones tampons autour des aires protégées (Benayas et Bullock, 2012; Phalan *et al.*, 2011b). Dans les Réserves de biosphère, ces zones tampons sont réservées à des usages restreints et pratiqués principalement par les populations locales et la communauté scientifique (UNESCO, 2012). Ces usages ne doivent pas aller à l'encontre des objectifs de conservation assignés à l'aire centrale de protection, mais doivent au contraire contribuer et renforcer la protection de celle-ci (UNESCO, 2012). S'il existe plusieurs zones protégées dans une réserve, c'est-à-dire plusieurs zones centrales, la zone tampon autour de l'ensemble de celles-ci permet aux différentes espèces de migrer d'une zone à l'autre pour répondre à leurs divers besoins (Batisse, 1982). Puisqu'elles sont compatibles à la conservation de la biodiversité, ces zones

tampons, autour des zones protégées d'herbaçaies, permettraient ainsi à la faune de circuler librement et d'engendrer peu de conflits avec les activités humaines.

PROPOSITION D'ACTION #2

Une zone tampon périphérique aux zones centrales, permettant à la faune de circuler librement et d'engendrer peu de conflits avec les humains, devrait être délimitée.

Contrairement à ce qui est préconisé par la stratégie de la séparation des terres, les portions de territoire qui sont en dehors des zones protégées et des zones tampons ne devraient pas être systématiquement dédiées à la production agricole conventionnelle intensive. Ce type de production néglige et ne profite pas des services écosystémiques pourtant essentiels à l'Homme et pouvant être bénéfiques à la production alimentaire (Tscharntke *et al.*, 2012). Par ailleurs, l'intensification conventionnelle des activités agricoles résulte souvent en une contamination par les pesticides et fertilisants qui affectent la santé humaine et des écosystèmes, ainsi qu'en des taux élevés de stockage des animaux d'élevage qui dégradent les herbaçaies (Tscharntke *et al.*, 2012). Il faudrait donc plutôt opter pour des actions qui associent le développement agricole à la protection de l'environnement.

Cette zone de transition, entourant la zone tampon dans les Réserves de biosphère, consiste généralement en une aire d'activités économiques et d'exploitation durable des ressources (UNESCO, 2012). À l'image de la stratégie du partage des terres, il y a donc une nécessité de réduire la portion de terres sous intensification conventionnelle des activités agricoles dans cette zone de transition pour privilégier une production agroécologique durable qui incorporerait les modèles et les processus de la biodiversité naturelle (Tscharntke *et al.*, 2012). Par ailleurs, sachant que 40 % de la surface terrestre est sous une gestion agricole et que seulement 12 % de la surface terrestre possède un statut de protection, il s'avère que l'adoption de techniques agroécologiques serait probablement bénéfique pour freiner la dégradation des herbaçaies et pour assurer leur durabilité (Tscharntke *et al.*, 2012). L'application des principes agroécologiques dans les activités agricoles, à savoir l'adoption d'une gestion écoefficiente et respectueuse de l'environnement, avec un accent mis sur la

diversité des cultures, pourrait en fait grandement améliorer la productivité et promouvoir la résilience des écosystèmes d'herbacées (Tscharntke *et al.*, 2012).

Les pratiques agricoles à haut rendement pour soutenir la production alimentaire ne devraient donc pas nécessairement impliquer une gestion intensive dans le sens d'avoir des intrants agrochimiques élevés (Tscharntke *et al.*, 2012; Fischer *et al.*, 2011; Phalan *et al.*, 2011a). La notion d'activités agricoles écologiques devrait plutôt s'incorporer au sein des herbaies naturelles, afin de profiter d'importantes fonctions provenant de la biodiversité de ces écosystèmes, à savoir notamment la pollinisation, le contrôle des espèces nuisibles, le recyclage des nutriments et le maintien de la qualité des sols et de l'eau (Tscharntke *et al.*, 2012). Conserver la structure et la dynamique de l'écosystème pour préserver les services écosystémiques qu'il fournit figure d'ailleurs parmi les objectifs prioritaires de l'approche par écosystème (CDB, s.d.b). De telles activités agricoles seraient également plus viables pour les petits exploitants locaux puisque les paysages structurellement complexes et diversifiés accroissent la biodiversité locale dans les agroécosystèmes sans avoir recours à des intrants *ex situ* (Tscharntke *et al.*, 2012; Tscharntke *et al.*, 2005).

PROPOSITION D'ACTION #3

Des pratiques agroécologiques, qui tirent avantage des services écosystémiques et qui soutiennent à la fois la production alimentaire et l'intégrité des herbaies, devraient être adoptées dans la zone de transition.

Pour faciliter le déplacement à travers ce paysage agroécologique des grands herbivores migrants qui doivent atteindre différents types d'habitats pour répondre à leurs divers besoins, une connectivité entre différents habitats naturels devrait être assurée. Cette situation peut être remédiée grâce à des corridors biologiques (Harris *et al.*, 2009). En fait, à travers un paysage agricole, les habitats non cultivés ou non utilisés pour l'élevage ont un rôle important pour faciliter l'établissement de corridors de dispersion entre les habitats naturels et ainsi favoriser les mouvements des individus à travers un large paysage (Benton *et al.*, 2003). De tels habitats peuvent être, à titre d'exemple, les limites des champs agricoles qui sont laissées occupées par la végétation naturelle ou les bandes riveraines le long de cours d'eau (Tscharntke *et al.*, 2005). Par ailleurs, ces corridors biologiques de dispersion

peuvent être utiles pour répondre à divers besoins de la biodiversité, comme par exemple servir de refuges et d'aires d'alimentation (Benton *et al.*, 2003). Ce type d'aménagement du paysage figure parmi les aspects primordiaux de la stratégie de partage des terres. En combinant ainsi des actions relatives à chacune des deux stratégies de gestion, soit la création d'habitats naturels protégés et connectés par des portions d'herbages non touchée par les cultures ou l'élevage dans un paysage agroécologique, la conservation des grands herbivores migrateurs serait grandement améliorée et facilitée.

PROPOSITION D'ACTION #4

Une connectivité des habitats naturels à travers un paysage agroécologique devrait être conservée pour faciliter les déplacements de la faune migratrice.

Pour arriver à la mise en œuvre de telles actions, une gestion concertée au sein des herbages s'avère essentielle. En fait, une concertation est primordiale puisque le mode de gouvernance varie d'une herbage à l'autre et qu'il pourrait se révéler difficile de faire valoir la protection de certaines portions d'herbages. De plus, à travers le territoire agroécologique, les communautés locales, les producteurs et autres groupes d'intérêts économiques, les organismes de conservation, les scientifiques et toutes autres parties prenantes devraient se concerter et œuvrer ensemble pour gérer et développer les ressources des herbages de façon durable afin de permettre l'essor socioéconomique régional.

PROPOSITION D'ACTION #5

Les herbages devraient être gérées de façon concertée afin de promouvoir l'intérêt de chacune des parties prenantes.

En somme, il n'y a pas une solution universelle pour la gestion intégrée des herbages, mais baser sa gestion sur l'approche par écosystème et sur le modèle d'aménagement des Réserves de biosphère permettrait certes d'assurer la durabilité de ces écosystèmes. En effet, tirer les avantages de chacune des stratégies de gestion présentées ci-dessus permet d'établir des actions fondamentales à mettre en œuvre pour répondre aux trois grands enjeux qui se présentent actuellement aux herbages à l'échelle mondiale. Ainsi, des

aménagements du territoire qui incorporent des parcelles d'habitats naturels protégées et connectées au sein d'un paysage agroécologique semblent être une façon de maximiser la conservation des herbaçaies, de sa biodiversité et de la production alimentaire (figure 4.4).

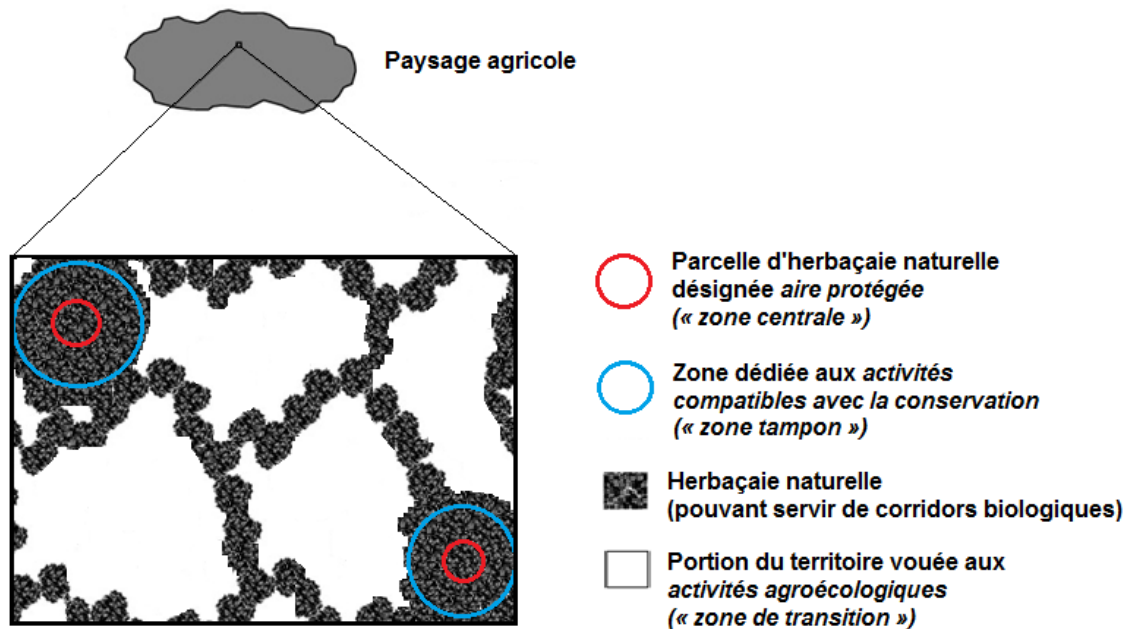


Figure 4.4 Planification et aménagement durables des herbaçaies

Traduction libre

Inspirée de : Phalan, B., Balmford, A., Green, R.E. et Scharlemann, J.P.W. (2011b). p. S67

Un tel aménagement devrait toutefois nécessairement se réaliser après avoir concerté l'ensemble des parties et avoir envisagé et étudié les options les plus durables à travers le paysage.

4.4 Recommandations quant à l'optimisation des stratégies de gestion

La dégradation de l'environnement, et notamment des écosystèmes d'herbacées, va continuer d'augmenter si les citoyens du monde ne reconnaissent pas la valeur de la biodiversité et des services écosystémiques (Benayas et Bullock, 2012). Il en va de même, au sein des herbaçaies, pour la reconnaissance du rôle crucial que jouent les grands herbivores pour soutenir ces écosystèmes à rendre de nombreux services à l'Homme

(Gordon, 2006). D'ailleurs, à l'échelle du globe, l'avenir de ces grands mammifères demeure incertain, à moins d'un changement de relation entre les humains et la faune, où cette dernière serait perçue comme contribuant aux gains économiques des populations locales plutôt qu'étant vue comme un compétiteur pour la production primaire (Gordon, 2009).

Afin d'optimiser les stratégies de gestion évoquées dans les sections précédentes, il importe donc, dans un premier temps, d'éduquer et de sensibiliser les populations locales et toutes autres parties prenantes aux bénéfices qu'ils peuvent soutirer d'une gestion durable des herbaçaies et de ses composantes (Benayas et Bullock, 2012; Gordon, 2006). Une gestion coopérative serait également nécessaire puisque les grands herbivores ont un domaine vital très étendu (Gordon, 2006; Gordon *et al.*, 2004). La coopération pourrait ainsi favoriser la connectivité entre les unités de gestion (Gordon, 2006). Alors que la coopération des parties prenantes est nécessaire pour l'élaboration de stratégies de gestion communes et cohérentes pour les populations d'herbivores sauvages, elle s'avèrerait également essentielle pour gérer la valeur de conservation de l'écosystème à l'échelle du paysage puisqu'elle permettrait à toutes les parties intéressées de participer à l'élaboration de plans de gestion (Gordon, 2006; Gordon *et al.*, 2004).

Les producteurs agricoles associent généralement la conservation de la biodiversité avec une perte nette de terres productives et une réduction nette des rendements économiques, car elle implique de sacrifier des terres exploitables (Norton et Miller, 2000). Des redevances offertes aux producteurs agricoles pour la conservation des herbaçaies, tel qu'il a été évoqué à travers l'exemple du CREP aux États-Unis, tout comme pour l'emploi de pratiques respectueuses de l'environnement, comme c'est le cas en Europe, peut fondamentalement changer la relation entre l'économie et l'intensité de l'utilisation de la terre (Benayas et Bullock, 2012; Butsic *et al.*, 2012; Harvey *et al.*, 2008). Jumelées à la sensibilisation, ces subventions pourraient ainsi constituer des incitations pour adapter la gestion des herbaçaies dans le but de mieux répondre aux objectifs de la biodiversité et de la production alimentaire (Norton et Miller, 2000). Ces incitations économiques pourraient, par le fait même, aider à dissuader les braconniers d'avoir recours à des activités de chasse illégale (Kideghesho *et al.*, 2007). De plus, des régions d'herbaçaies bien conservées pourraient aussi représenter

des opportunités de développement touristique, notamment dans la zone tampon (Eddy, 2002; Gordon, 2009). Le tourisme durable, surtout à travers les aires naturelles regroupant une faune de grands mammifères, est une forme d'utilisation des herbaçaies de laquelle les populations locales pourraient retirer des bénéfices, notamment économiques (Gordon, 2009; Suttie *et al.*, 2005b; Binns et Nel, 2002; Frank *et al.*, 1998). Toutefois, là où les grands herbivores seront éradiqués, un déclin des populations de carnivores suivra, et certains pays perdront d'importantes opportunités de revenus au niveau du tourisme à cause de cette perte de mégafaune (Harris *et al.*, 2009).

La limitation de la densité animale des troupeaux d'élevage est également reconnue comme un outil de gestion contribuant à la pérennité des herbaçaies (Suttie *et al.*, 2005b; Augustine et McNaughton, 1998). En fait, afin d'être soutenables, les niveaux de stockage d'animaux d'élevage doivent être gérés à l'échelle du paysage, plutôt qu'à l'échelle locale, et être réduits de façon à ne pas dépasser la capacité de support des écosystèmes (Suttie *et al.*, 2005b; Augustine et McNaughton, 1998). Ces réductions, tout comme le passage à un élevage extensif, permettraient d'autant plus de réduire les risques de conflits interspécifiques entre le bétail et la faune sauvage.

Bien que toutes ces actions optimiseraient les stratégies de gestion au sein des herbaçaies, il importe également d'inclure une gestion qui soit adaptative (Gordon *et al.*, 2004; Eddy, 2002). Certes, afin qu'elle soit efficace, la gestion devrait en fait être spécifique à chaque herbaçaie (Gordon *et al.*, 2004). Ainsi, en fonction des résultats des stratégies qui seront mises en œuvre, il s'avèrerait primordial de réaliser des activités de suivi qui permettraient d'adapter la gestion d'un territoire supportant des herbaçaies (Eddy, 2002). Cela permettrait également de s'adapter rapidement aux aléas futurs qui pourraient confronter la durabilité des herbaçaies.

Conclusion

Depuis des millénaires, les activités humaines ont eu une influence sur les herbaçaies qui figurent parmi les écosystèmes les plus étendus au monde. Avec l'augmentation de la population humaine, une vaste superficie d'herbaçaies est continuellement convertie en terres vouées à la production agricole intensive, menant à une réduction importante de ces écosystèmes. Ces derniers incarnent pourtant une grande valeur pour la production et la conservation de la biodiversité, tout comme pour une large production de services écosystémiques vitaux pour l'Homme. Par ailleurs, l'équilibre et l'étroite codépendance entre les herbaçaies et les grands herbivores sauvages, qui représentent une composante capitale de l'intégrité des herbaçaies, sont considérablement affectés par les pressions anthropiques. L'utilisation actuelle des herbaçaies est telle qu'elle ne se réalise pas de façon soutenable. Avec l'explosion des populations humaines prévue au cours de ce siècle, il s'avère impératif d'orienter la gestion de ces écosystèmes, de sorte qu'elle permette à la fois la conservation de sa biodiversité, notamment des grands herbivores, et la production agricole pour assurer la sécurité alimentaire à l'échelle de la planète. En ce sens, l'essai visait à formuler des recommandations de planification et d'aménagement du territoire qui favorisent la durabilité des herbaçaies en présence de grands herbivores et d'activités anthropiques.

Tout d'abord, le premier chapitre avait pour objectif de définir les herbaçaies en tant qu'écosystèmes présents à l'échelle mondiale en y présentant leurs contextes géographique et écologique. Ainsi, les herbaçaies, présentes autant dans les régions tempérées que tropicales, subtropicales et alpines, se définissent comme des systèmes constitués de diverses communautés végétales où les plantes herbacées sont structurellement dominantes. Contrairement à l'idée préconçue qu'elles ne sont que de grandes plaines dépourvues d'arbres, il a été montré que les herbaçaies sont en fait bien plus complexes et regorgent d'une grande biodiversité. Elles procurent également divers biens et services d'une importance capitale aux niveaux écologique, environnemental et socioéconomique. Malgré les diverses fonctions vitales qu'assurent ces écosystèmes pour l'Homme et la biodiversité, seulement une faible proportion de ceux-ci est sous un régime de conservation. Un bilan

environnemental de la situation actuelle, résultant de l'utilisation anthropique de ces écosystèmes, a donc été dressé afin d'en relever les répercussions. Il en résulte que dans bien des régions du monde, les herbaçaies sont parmi les écosystèmes les plus en danger.

Ensuite, l'objectif du deuxième chapitre était de décrire le rôle écologique des grands herbivores, notamment leur influence sur le maintien de la structure, de la composition et de la biodiversité des herbaçaies. Que ce soit par le broutage, le piétinement, l'influence sur l'accumulation et la composition de la litière au sol ou la synergie avec le feu, les grands herbivores y représentent une composante essentielle. Ils y sont ainsi considérés comme des espèces clés et parapluie, parfois même comme des ingénieurs de l'écosystème, puisqu'ils sont d'importants régulateurs des processus écologiques à tous les niveaux trophiques. L'ensemble des types fonctionnels de grands herbivores œuvre à réguler l'équilibre de la structure végétale, contribuant ainsi au maintien de l'ouverture des herbaçaies. Le broutage améliore également la disponibilité des minéraux en augmentant le cycle des nutriments par les déchets qu'ils génèrent. Ces herbivores ont donc développé une codépendance avec les herbaçaies, puisqu'elles leur procurent également un habitat et de nombreuses ressources. Bien qu'elles soient essentielles aux herbaçaies, plusieurs populations de grands herbivores sont toutefois en déclin sans précédent : plus de la moitié de la superficie des régions qui leur sont propices a déjà été convertie pour l'usage agricole et perdu sa diversité d'herbivores.

Dans le troisième chapitre, un portrait des sources de conflits entre les grands herbivores et les activités anthropiques a été dressé, afin de dégager les principaux enjeux qui en découlent. Parce qu'elles empiètent de plus en plus dans les herbaçaies, les activités anthropiques menacent les grands herbivores à l'échelle de la planète, que ce soit par la perte d'habitats, la fragmentation, la perturbation des régimes écologiques, le braconnage, l'envahissement d'espèces exotiques et ligneuses et les conflits interspécifiques avec les animaux d'élevage. Ces conflits ont d'ailleurs déjà mené à l'extinction de plusieurs espèces de grands herbivores et perturbé le processus de migration de nombreuses espèces. Trois principaux enjeux liés aux conflits Homme - grands herbivores ont été dégagés : l'utilisation des herbaçaies à des fins agricoles pour la production alimentaire, la conservation de l'intégrité des herbaçaies et la protection et conservation des grands herbivores.

Enfin, le quatrième chapitre a évalué les effets de deux stratégies de gestion des herbaçaies, soit la séparation et le partage des terres, en relevant leurs avantages et leurs limites. En s'appuyant sur les avantages de chacune d'elles et sur le modèle des Réserves de biosphère, des priorités d'action de planification et d'aménagement durables dans les herbaçaies ont été identifiées afin de répondre au paradoxe de la production alimentaire et de la conservation des herbaçaies. Des aménagements du territoire qui incorporent des parcelles d'habitats naturels protégées et connectées au sein d'un paysage agroécologique extensif semblent être une façon de maximiser la conservation des herbaçaies, de sa biodiversité et de la production alimentaire. Cette stratégie de gestion basée sur l'écosystème intégrerait de façon durable les habitats naturels, le développement socioéconomique et le maintien des valeurs culturelles associées aux herbaçaies. Toutefois, pour optimiser son efficacité, cette stratégie devrait jumeler la sensibilisation des populations locales et l'offre de subventions pour la conservation de parcelles naturelles et l'adhésion à des pratiques agricoles durables. Exploiter des opportunités de développement touristique et limiter la densité animale des cheptels sont également des façons de contribuer à la pérennité des herbaçaies. Tout compte fait, pour qu'elle soit des plus efficaces, cette stratégie de gestion devrait être adaptative, c'est-à-dire particulière aux spécificités de chaque herbaçaie.

La nécessité d'aménager et de gérer les herbaçaies de façon durable dans le but de mitiger le paradoxe de leur exploitation intensive et de leur conservation a été exposée à travers cet essai. Cela est d'autant plus crucial dans un contexte de changement global, où il est difficile de prévoir les réponses des différentes composantes d'un écosystème. Il est cependant évident qu'avec les changements climatiques, une réalité de ce changement global, les grands mammifères herbivores devront s'adapter aux conditions environnementales changeantes au sein de leur habitat. Notamment, les grands migrants devront modifier leur parcours pour répondre à leurs besoins, ce qui est susceptible de générer de nouveaux conflits avec l'Homme. Par ailleurs, les pressions anthropiques actuelles dans les herbaçaies sont telles qu'elles risquent d'exacerber l'impact de ce changement global sur les herbaçaies et leur biodiversité, ainsi que de mener à leur effondrement. Contrer ce phénomène alarmant n'est ainsi rendu possible que si les biologistes, les agriculteurs, les décideurs politiques et tout autre intervenant reconnaissent la valeur des herbaçaies et conçoivent de les gérer activement et de façon soutenable.

Références

- Acebes, P., Traba, J. et Malo, J.E. (2012). Co-occurrence and potential for competition between wild and domestic large herbivores in a south American desert. *J. Arid Environ.*, 77, 39-44.
- Acevedo, P., Farfán, M.A., Márquez, A.L., Delibes-Mateos, M., Real, R. et Vargas, J. M. (2011). Past, present and future of wild ungulates in relation to change in land use. *Landsc. Ecol.*, 26, 19-31.
- Alexander, S.E., Anderson, T.N., Watson, F.G.R., Plumb, S., Newman, W.B., Cornish, S.S., Detka, J. et Garrott, R.A. (2008). Chapter 29 Communicating ecological knowledge to students and the public. *Terr. Ecol.*, 3, 651–669.
- Allaby, M. (2006). *Grasslands (Biomes of the Earth)* (New York : Chelsea House).
- Anderson-Teixeira, K.J., Duval, B.D., Long, S.P. et DeLucia, E.H. (2012). Biofuels on the landscape : Is “land sharing” preferable to “land sparing”? *Ecol. Appl.*, 22, 2035-2048.
- Augustine, D.J. et Frank, D.A. (2001). Effects of migratory grazers on spatial heterogeneity of soil nitrogen properties in a grassland ecosystem. *Ecol.*, 82, 3149-3162.
- Augustine, D.J. et McNaughton, S.J. (1998). Ungulate effects on the functional species composition of plant communities : herbivore selectivity and plant tolerance. *J. Wildl. Manag.*, 62, 1165-1183.
- Bai, Y., Wu, J., Clark, C.M., Pan, Q.P., Zhang, L., Chen, S., Wang, Q. et Han, X. (2012). Grazing alters ecosystem functioning and C : N : P stoichiometry of grasslands along a regional precipitation gradient. *J. Appl. Ecol.*, 49, 1204-1215.
- Bakker, C., Blair, J.M. et Knapp, A.K. (2003). Does resource availability, resource heterogeneity or species turnover mediate changes in plant species richness in grazed grasslands? *Oecologia*, 137, 385-391.
- Baldi, G. et Paruelo, J.M. (2008). Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecol. Soc.*, 13, 6.
- Barreto, L., Van Eupen, M., Kok, K., Jongman, R.H.G., Ribeiro, M.C., Veldkamp, A., Hass, A. et Oliveira, T.G. (2012). The impact of soybean expansion on mammal and bird, in the Balsas region, north Brazilian Cerrado. *J. Nat. Conserv.*, 20, 374-383.

- Baskaran, N., Anbarasan, U. et Agoramoorthy, G. (2012). India's biodiversity hotspot under anthropogenic pressure : A case study of Nilgiri Biosphere Reserve. *J. Nat. Conserv.*, *20*, 56-61.
- Batáry, P., Baldi, A., Kleijn, D. et Tschardtke, T. (2011). Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management : a meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B: Biol. Sci.*, *278*, 1894-1902.
- Batisse, M. (1982). The biosphere reserve : a tool for environmental conservation and management. *Environ. Conserv.*, *9*, 101-111.
- Benayas, J.M.R. et Bullock, J.M. (2012). Restoration of biodiversity and ecosystem services on agricultural land. *Ecosyst.*, *15*, 883-899.
- Benton, T.G., Vickery, J.A. et Wilson, J.D. (2003). Farmland biodiversity : is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol. Evol.*, *18*, 182-188.
- Bhola, N., Ogutu, J.O., Said, M.Y., Piepho, H.P. et Olff, H. (2012). The distribution of large herbivore hotspots in relation to environmental and anthropogenic correlates in the Mara region of Kenya. *J. Anim. Ecol.*, *81*, 1268-1287.
- Binns, T. et Nel, E. (2002). Tourism as a local development strategy in South Africa. *Geogr. J.*, *168*, 235-247.
- Bolger, D.T., Newmark, W.D., Morrison, T.A. et Doak, D.F. (2008). The need for integrative approaches to understand and conserve migratory ungulates. *Ecol. Lett.*, *11*, 63-77.
- Boone, R.B., Thirgood, S.J. et Hopcraft J.G.C. (2006). Serengeti wildebeest migratory patterns modeled from rainfall and new vegetation growth. *Ecol.*, *87*, 1987-1994.
- Boonman, J.G. et Mikhalev, S. (2005). The Russian Steppe. *Grasslands of the World*, J.M. Suttie, S.G. Reynolds, C. Batello, (Rome : FAO), pp. 381-414.
- Brook, L.A., Johnson, C.N. et Ritchie, E.G. (2012). Effects of predator control on *behaviour of an apex predator and indirect consequences for mesopredator suppression*. *J. Appl. Ecol.*, *49*, 1278-1286.
- Buckley, R., Ollenburger, C. et Zhong, I. (2008). Cultural landscape in Mongolian tourism. *Ann. Tour. Res.*, *35*, 47-61.
- Burns, C.E., Collins, S.L. et Smith, M.D. (2009). Plant community response to loss of large herbivores : comparing consequences in a South African and a North American grassland. *Biodivers. Conserv.*, *18*, 2327-2342.
- Bustamante, M.M.C., Medina, E., Asner, G.P., Nardoto, G.B. et Garcia-Montiel, D.C. (2006). Nitrogen cycling in tropical and temperate savannas. *Biogeochem.*, *76*, 209-237.

- Butsic, V., Radeloff, V.C., Kuemmerle, T. et Pidgeon, A.M. (2012). Analytical Solutions to Trade-Offs between Size of Protected Areas and Land-Use Intensity. *Conserv. Biol.*, 26, 883-893.
- Cabral, A.C., De Miguel, J.M., Rescia, A.J., Schmitz, M.F. et Pineda, F.D. (2003). Shrub encroachment in Argentinean savannas. *J. Veg. Sci.*, 14, 145-152.
- Carlier, L., Rotar, I., Vlahova, M. et Vidican, R. (2009). Importance and functions of grasslands. *Not. Bot. Hort. Agrobot.*, 37, 25-30.
- Carvalho Mendes, I., Fernandes, M.F., Chaer, G.M. et Reis Junior, F.B. (2012). Biological functioning of Brazilian Cerrado soils under different vegetation types. *Plant Soil*, 359, 183-195.
- CBD (Convention on Biological Diversity). (2001). Status and trends of global biodiversity. Global biodiversity outlook, CBD (UNEP), pp. 59-118.
- CDB (Convention sur la diversité biologique). (s.d.a). Que faut-il faire? <http://www.cbd.int/agro/whatneedstobedone.shtml>. 15 avril 2013.
- CDB (Convention sur la diversité biologique). (s.d.b). Approche écosystémique. <http://www.cbd.int/ecosystem/>. 15 avril 2013.
- Chaffard-Sylla, S. (2004). L'approche par écosystème dans le cadre du renforcement des synergies entre les trois conventions de Rio (biodiversité, désertification, changement climatique). <http://www.francophonie-durable.org/documents/colloque-ouaga-a3-chaffard.pdf>. 15 avril 2013.
- Chapin, F.S.; Matson, P.; Mooney, H.A. (2002). *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology* (New York : Springer).
- Chappell, M.J., Vandermeer, J., Badgley, C. et Perfecto, I. (2009). Wildlife-friendly farming vs land sparing. *Front. Ecol. Environ.*, 7, 183-184.
- Chen, D., Zheng, S., Shan, Y., Taube, F. et Bai, Y. (2012). Vertebrate herbivore-induced changes in plants and soils : linkages to ecosystem functioning in a semi-arid steppe. *Funct. Ecol.*, 1-9.
- Chen, Z.Z. (2009). Development and conservation of grasslands. Area studies – China : Regional Sustainable Development Review - Volume I, Honglie, S. et Shidong, Z. (Oxford : EOLSS/UNESCO), pp. 275-285.
- Cibils, A.F. et Borrelli, P.R. (2005). Grasslands of Patagonia. *Grasslands of the World*, J.M. Suttie, S.G. Reynolds, C. Batello, (Rome : FAO), pp. 121-170.

- Conant, R.T. et Paustian, K. (2002). Potential soil carbon sequestration in overgrazed grassland ecosystems. *Glob. Biogeochem. Cycles*, 16, 901-909.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V. et Paruelo, J. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nat.*, 387, 253-260.
- DeFries, R.S., Foley, J.A. et Asner, G.P. (2004). Land-use choices : balancing human needs and ecosystem function. *Front. Ecol. Environ.*, 2, 249-257.
- Dobson, A., Borner, M. et Sinclair, T. (2010). Road will ruin Serengeti. *Nat.*, 467, 272-273.
- Dold, A.P et Cocks, M.L. (2002). The trade in medicinal plants in the Eastern Cape Province, South Africa. *South Afr. J. Sci.*, 98, 589-597.
- Dziewulska, A. (1990). The spatial differentiation of grassland in Europe. *Managed Grasslands : Regional Studies Ecosystems of the World*, Breymer, A.I (New York : Elsevier science publishing company inc.), pp. 1-13.
- Eddy, D.A . (2002). *Managing Native Grassland : a Guide to Management for Conservation, Production and Landscape Protection* (Sydney : WWF Australia).
- Egan, J.F. et Mortensen, D.A. (2012). A comparison of land-sharing and land-sparing strategies for plant richness conservation in agricultural landscapes. *Ecol. Appl.*, 22, 459-471.
- Egoh, B., Reyers, B., Rouget, M., Bode, M. et Richardson, D.M. (2009). Spatial congruence between biodiversity and ecosystem services in South Africa. *Biol. Conserv.*, 142, 553-562.
- Exploring Africa. (s.d.). Unit Two : Studying Africa through the Social Studies. <http://exploringafrica.matrix.msu.edu/teachers/curriculum/m6/map3.php>. 12 février 2013.
- FAO. (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture). (2013). Photos and maps – Global extent of Grasslands. <http://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/scpi/cgwg/Figure1big.jpg>. 14 janvier 2013.
- FAO. (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture). (2008). Introduction aux concepts de la sécurité. <http://www.fao.org/docrep/013/al936f/al936f00.pdf>. 7 mai 2013.
- Fátima Agra, M., Silva, K.N., Basílio, I.J.L.D., Freitas, P.F. et Barbosa-Filho, J.M. (2008). Survey of medicinal plants used in the região Northeast of Brazil. *Braz. J. Pharmacogn.*, 18, 472-508.

- Fischer, J., Batáry, P., Bawa, K.S., Brussaard, L., Chappell, M.J., Clough, Y., Daily, G.C., Dorrough, J., Hartel, T., Jackson, J.E. *et al.* (2011). Conservation : limits of land sparing. *Sci.*, 334, 593.
- Fischer, J., Brosi, B., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., Goldman, R., Goldstein, J., Lindenmayer, D.B., Manning, A.D., Mooney, H.A., Pejchar, L. *et al.*, (2008). Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? *Front. Ecol. Environ.*, 6, 380-385.
- Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerber, J.S., Johnston, M., Mueller, N.D., O'Connell, C., Ray, D.K., West, P.C. *et al.* (2011). Solutions for a cultivated planet, *Nature*, 478, 337-342.
- Fonseca, C.R., Guadagnin, D.L., Emer, C., Masciadri, S., Germain, P. et Zalba, S.M. (2013). Invasive alien plants in the Pampas grasslands : a tri-national cooperation challenge. *Biol. Invasions*, 1-13.
- Frank, D.A. (2008). Evidence for top predator control of a grazing ecosystem. *Oikos*, 117, 1718-1724.
- Frank, D.A. (2006). Large herbivores in heterogeneous grassland ecosystems. *Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation*, K. Danell, R. Bergström, P. Duncan et J. Pastor (New York : Cambridge University Press), pp. 326-347.
- Frank, D.A. (1998). Ungulate regulation of ecosystem processes in Yellowstone National Park : direct and feedback effects. *Wildl. Soc. Bull.*, 26, 410-418.
- Frank, D.A. et McNaughton, S.J. (1992). The ecology of plants, large mammalian herbivores, and drought in Yellowstone National Park. *Ecol.*, 73, 2043-2058.
- Frank, D.A., McNaughton, S.J. et Tracy, B.F. (1998). The ecology of the Earth's grazing ecosystems. Profound functional similarities exist between the Serengeti and Yellowstone. *Biosci.*, 48, 513-521.
- Fritz, H. et Loison, A. (2006). Large herbivores across biomes. *Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation*, K. Danell, R. Bergström, P. Duncan et J. Pastor (New York : Cambridge University Press), pp. 19-49.
- FSA (Farm Service Agency). (2012). Conservation Programs. <http://www.fsa.usda.gov/FSA/webapp?area=home&subject=copr&topic=cep>. 15 avril 2013.
- Gabriel, D., Sait, S.M., Kunin, W.E. et Benton, T.G. (2013). Food production vs. Biodiversity : comparing organic and conventional agriculture. *J. Appl. Ecol.*, 50, 355-364.

- Gaujour, E., Amiaud, B., Mignolet, C. et Plantureux, S. (2012). Factors and processes affecting plant biodiversity in permanent grasslands. A review. *Agro. Sustain. Dev.*, 32, 133-160.
- Geremia, C., White, P.J., Wallen, R.L., Watson, F.G.R., Treanor, J.J., Borkowski, J., Potter, C.S. et Crabtree, R.L. (2011). Predicting Bison Migration out of Yellowstone National Park Using Bayesian Models. *PLoS one*, 6, 1-9.
- Godfray, H.C.J. (2011). Food and biodiversity. *Sci.*, 333, 1231-1232.
- Goheen, J.R., Palmer, T.M., Keesing, F., Riginos, C. et Young, T.P. (2010). Large herbivores facilitate savanna tree establishment via diverse and indirect pathways. *J. of Anim. Ecol.*, 79, 372-382.
- Gordon, I.J. (2009). What is the future for wild, large herbivores in human-modified agricultural landscape? *Wild. Biol.*, 15, 1-9.
- Gordon, I.J. (2006). Restoring the functions of grazed ecosystems. *Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation*, K. Danell, R. Bergström, P. Duncan et J. Pastor (New York : Cambridge University Press), pp. 449-467.
- Gordon, I.J., Hester, A.J. et Festa-Bianchet, M. (2004). The management of wild large herbivores to meet economic, conservation and environmental objectives. *J. Appl. Ecol.*, 31, 1021-1031.
- Harris, G., Thirgood, S., Hopcraft, J.G.C., Cromsigt, J.P.G.M. et Berger, J. (2009). Global decline in aggregated migrations of large terrestrial mammals. *Endang. Species Res.*, 7, 55-76.
- Harrison, S., Inouye, B.D. et Safford, H.D. (2003). Ecological Heterogeneity in the Effects of Grazing and Fire on Grassland Diversity. *Conserv. Biol.*, 17, 837-845.
- Harvey, C.A., Komar, O., Chazdon, R., Ferguson, B.G., Finegan, B., Griffith, D.M., Martínez-Ramos, M., Morales, H., Nigh, R., Soto-Pinto, L., van Breugel, M. et Wishnie, M. (2008). Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican hotspot. *Conserv. Biol.*, 22, 8-15.
- Head, J.W. (2012). *Global Legal Regimes to Protect the World's Grasslands* (Kansas : Carolina Academic Press).
- Hemrová, L., Cervenková, Z. et Münzbergová, Z. (2012). The effects of large herbivores on the landscape dynamics of a perennial herb. *Ann. Bot.*, 110, 1411-1421.
- Henwood, B. (2001). IUCN. *Grasslands Species of Common Conservation Concern* (Especies de los pastizales de Interés Común para la Conservación), Hoth, J., (Montréal : Program for the Conservation of Biological Diversity Commission for Environmental Cooperation), pp. 6-7.

- Henwood, W.D. (1998). An overview of protected areas in the temperate grasslands biome. *The world's temperate grasslands : a beleaguered biome*, Goriup, P. (Hambridge : Parks), pp. 3-8.
- Hobbs, N.T. (2006). Large herbivores as sources of disturbance in ecosystems. *Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation*, K. Danell, R. Bergström, P. Duncan et J. Pastor (New York : Cambridge University Press), pp. 261-288.
- Hobbs, N.T., Schimel, D. S., Owensby, C. E. et Ojima D. S. (1991). Fire and grazing in the tallgrass prairie: contingent effect on nitrogen budgets. *Ecol.*, **72**, 1374-1382.
- Hodgson, J.A., Kunin, W.E., Thomas, C.D., Benton, T.G. et Gabriel, D. (2010). Comparing organic farming and land sparing : optimizing yield and butterfly populations at a landscape scale. *Ecol. Lett.*, **13**, 1358-1367.
- Hölzel, N., Haub, C., Ingelfinger, M.P., Otte, A. et Pilipenko V.N. (2002). The return of the steppe large-scale restoration of degraded land in southern Russia during the post-Soviet era. *J. Nat. Conserv.*, **10**, 75-85.
- Hoth, J. (2001). Introduction : A plight for grasslands. *Grasslands Species of Common Conservation Concern (Especies de los pastizales de Interés Común para la Conservación)*, Hoth, J., (Montréal : Program for the Conservation of Biological Diversity Commission for Environmental Cooperation), pp. 6-7.
- Johnson, C.N., Isaac, J.L. et Fisher, D.O. (2007). Rarity of a top predator triggers continent-wide collapse of mammal prey : dingoes and marsupials in Australia. *R. Soc. Biol.*, **274**, 341-346.
- Jones, M.B. et Donnelly, A. (2004). Carbon sequestration in temperate grassland ecosystem and the influence of management, climate and elevated CO₂. *New Phytol.*, **164**, 423-439.
- Kanga, E.M., Ogutu, J.O., Piepho, H.P. et Olff, H. (2011). Hippopotamus and livestock grazing : influences on riparian vegetation and facilitation of other herbivores in Mara Region of Kenya. *Landsc. Ecol. Eng.*, 1-12.
- Kideghesho, J.R., Røskoft, E. et Kaltenborn, B.P. (2007). Factors influencing conservation attitudes of local people in Western Serengeti, Tanzania. *Biodivers. Conserv.*, **16**, 2213-2230.
- Kleijn, D. et Sutherland, W.J. (2003). How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity?. *J. Appl. Ecol.*, **40**, 947-969.
- Knapp, A.K, Blair, J.M, Briggs, J.M., Collins, S.L., Hartnett, D.C, Johnson, L.C. et Towne, E.G. (1999). The keystone role of Bison in North American Tallgrass Prairie. *Biosci.*, **49**, 39-50.

- Kohyani, P.T., Bossuyt, B., Bonte, D. et Hoffmann, M. (2011). Grazing impact on plant spatial distribution and community composition. *Plant Ecol. Evol.*, **144**, 19-28.
- Langer, E. et Knowles, K. (2001). United States. Grasslands Species of Common Conservation Concern (Especies de los pastizales de Interés Común para la Conservación), Hoth, J., (Montréal : Program for the Conservation of Biological Diversity Commission for Environmental Cooperation), pp. 9-11.
- Laurance, W.F., Dell, B., Turton, S.M., Lawes, M.J., Hutley, L.B., McCallum, H., Dalee, P., Bird, M., Hardy, G. Prideaux, G., *et al.* (2011). The 10 Australian ecosystems most vulnerable to tipping points. *Biol. Conserv.*, **144**, 1472-1480.
- Lemaire, G., Wilkins, R. et Hodgson, J. (2005). Challenges for grassland science : managing research priorities. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **108**, 99-108.
- Letnic, M., Ritchie, E.G., et Christopher, R.D. (2012). Top predators as biodiversity regulators : the dingo *Canis lupus dingo* as a case study. *Biol. Rev.*, **87**, 390-413.
- Li, X.-Y., Zhang, S.Y., Peng, H. Y., Hu, X. et Ma, Y.-J. (2013). Soil water and temperature dynamics in shrub-encroached grasslands and climatic implications : Results from Inner Mongolia steppe ecosystem of north China. *Agric. For. Meteorol.*, **171**, 20-30.
- Lloyd, P. (2007). Predator control, mesopredator release, and impacts on bird nesting success : a field test. *Afr. Zool.*, **42**, 180-186.
- Mara, F.P. (2012). The role of grasslands in food security and climate change. *Ann. Bot.*, **110**, 1263-1270.
- McIvor, J.G. (2005). Australian grasslands. *Grasslands of the World*, J.M. Suttie, S.G. Reynolds, C. Batello, (Rome : FAO), pp. 343-380.
- McNaughton, S. J., Ruess, R.W. et Seagle S. W. (1988). Large mammals and process dynamics in african ecoystems. *Biosci.*, **38**, 794-800.
- Metera, E., Sakowski, T., Sloniewski, K. et Romaniwiez, B. (2010). Grazing as a tool to maintain biodiversity of grassland – a review. *Anim. Sci. Pap. Rep.*, **4**, 315-334.
- Millard, P. et Singh, B.K. (2010). Does grassland vegetation drive soil microbial diversity ? *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, **88**, 147-158.
- Miller, D.J. (2005). The Tibetan Steppe. *Grasslands of the World*, J.M. Suttie, S.G. Reynolds, C. Batello, (Rome : FAO), pp. 305-342.
- Murphy, M.T. (2003). Avian population trends within the evolving agricultural landscape of eastern and central United States. *Auk.*, **120**, 20-34.

- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G.A.B. et Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nat*, 403, 853-858.
- Mysterud, A. (2006). The concept of overgrazing and its role in management of large herbivores. *Wildl. Biol.*, 12, 129-141.
- Nacoulma, B.M.I., Schumann, K., Traoré, S., Bernhardt-Römermann, M., Hahn, K., Wittig, R. et Thiombiano, A. (2011). Impacts of land-use on West African savanna vegetation : a comparison between protected and communal area in Burkina Faso. *Biodivers. Conserv.*, 20, 3341-3362.
- North American Bird Conservation Initiative Canada. (2012). The State of Canada's Birds, 2012. http://www.stateofcanadasbirds.org/State_of_Canada's_birds_2012.pdf. 14 mai 2013.
- Norton, D.A. et Miller, C.J. (2000). Some issues and options for the conservation of native biodiversity in rural New Zealand. *Ecol. Manag. Restor.*, 1, 26-34.
- O'Connor, T.G. et Kuyler, P. (2009). Impact of land use on the biodiversity integrity of the moist sub-biome of the grassland biome, South Africa. *J. Environ. Manag.*, 90, 384-395.
- Olf, H. et Ritchie, M.E. (1998). Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends Ecol. Evol.*, 13, 261-265.
- Olf, H., Ritchie, M.E. et Prins, H.H.T. (2002). Global environmental controls of diversity in large herbivores. *Nat.*, 415, 901-904.
- Pallarés, O.R., Berretta, E.J. et Maraschin, G.E. (2005). The South American Campos ecosystem. *Grasslands of the World*, J.M. Suttie, S.G. Reynolds, C. Batello, (Rome : FAO), pp. 171-219.
- Palmer, A.R. et Ainslie, A.M. (2005). Grasslands of South Africa. *Grasslands of the World*, J.M. Suttie, S.G. Reynolds, C. Batello, (Rome : FAO), pp. 77-120.
- Pärtel, M., Bruun, H.H., et Sammul, M. (2005). Biodiversity in temperate european grasslands : origin and conservation. *Grassl. Sci. Eur.*, 10, 1-14.
- Pastor, J., Cohen, J. et Hobbs, N.T. (2006). The roles of large herbivores in ecosystem nutrient cycles. *Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation*, K. Danell, R. Bergström, P. Duncan et J. Pastor (New York : Cambridge University Press), pp. 289-325.
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A. et Green, R.E. (2011a). Reconciling food production and biodiversity conservation : land sharing and land sparing compared. *Sci.*, 333, 1289-1291.

- Phalan, B., Balmford, A., Green, R.E. et Scharlemann, J.P. (2011b). Minimising the harm to biodiversity of producing more food globally. *Food Policy*, 36, S62-S71.
- Pieper, R.D. (2005). Grasslands of central North America. *Grasslands of the World*, J.M. Suttie, S.G. Reynolds, C. Batello (Rome : FAO), pp. 221-263.
- Plumb, G. E., White, P. J. Coughenour, M. B. et Wallen, R. L. (2009). Carrying capacity, migration, and dispersal in Yellowstone bison. *Biol. Conserv.*, 142, 2377–2387.
- Price, J.N. et Morgan, J.W. (2008). Woody plant encroachment reduces species richness of herb-rich woodlands in southern Australia. *Austral Ecol.*, 33, 278-289.
- Primdahl, J., Peco, B., Schramek, J., Andersen, E. et Onate, J.J. (2003). Environmental effects of agri-environmental schemes in Western Europe. *J. Environ. Manag.*, 67, 129-138.
- Pringle, R. M. (2008). Elephants as agents of habitat creation for small vertebrates at the patch scale. *Ecol.*, 89, 26-33.
- Rees, R.M., Bingham, I.J., Baddeley, J.A. et Watson C.A. (2004). The role of plants and land management in sequestering soil carbon in temperate arable and grassland ecosystems. *Geoderma*, 1-25.
- Reid, R. S., Serneels, S., Nyabenge, M. et Hanson, J. (2005). The changing face of pastoral systems in grass-dominated ecosystems of eastern Africa. *Grasslands of the World*, J. M. Suttie, S.G. Reynolds, C. Batello, (Rome : FAO), pp. 19-76.
- Reynolds, S.G. et Frame, J. (2005). Preface. *Grasslands : Developments, Opportunities, perspectives*, S.G. Reynolds et J. Frame (Enfield : Science Publishers, inc.), pp.v-ix.
- Richards, A.E., Brackin, R., Alexander, D., Lindsay, J. et Schmidt, S. (2012). Effect of fire and tree-grass patches on soil nitrogen in Australian tropical savannas. *Austral Ecol.*, 37, 668-677.
- Ripple, W.J. et Beschta, R.L. (2005). Linking wolves and plants : Aldo Leopold on trophic cascades. *Biosci.*, 55, 613-621.
- Ripple, W.J., Painter, L.E., Beschta, R.L. et Gates, C.C. (2010). Wolves, elk, bison, and secondary trophic cascades in Yellowstone National Park. *Open Ecol. J.*, 3, 31-37.
- Roberge, J.M. et Angelstam, P. (2004). Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conserv. Biol.*, 18, 76-85.
- Roques, K.G., O'Connor, T.G. et Watkinson, A.R. (2001). Dynamics of shrub encroachment in an African savanna : relative influences of fire, herbivory, rainfall and density dependence. *J. of Appl. Ecol.*, 38, 268-280.

- Ruess, R.W. et McNaughton, S.J. (1987). Grazing and the dynamics of nutrient and energy regulated microbial processes in the Serengeti grasslands. *Oikos*, 49, 101-110.
- Sala, O.E. et Paruelo, J.M. (1997). *Ecosystem Services in Grasslands* (Washington DC : Island Press).
- Schaaf, T. (1999). L'homme et la biosphère, le programme de l'UNESCO pour la montagne. *Unasylva* - No. 196, S.A. Dembner (Rome : FAO).
<http://www.fao.org/docrep/x0963f/x0963f0g.jpg>. 20 avril 2013.
- Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique (2004). *Approche par écosystème (Lignes directrices de la CDB)* (Montréal : Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique).
- Serneels, S. et Lambin, E.F. (2001). Impact of land-use changes on the wildebeest migration in the northern part of the Serengeti-Mara ecosystem. *J. Biogeogr.*, 28, 391-407.
- Smith, F.P., Gorddard, R., House, A.P.N., McIntyre, S. et Prober S.M. (2012). Biodiversity and agriculture : Production frontiers as a framework for exploring trade-offs and evaluating policy. *Environ. Sci. Policy*, 23, 85-94.
- Solh, M. (2005). Foreword. *Grasslands : Developments, Opportunities, Perspectives*, S.G. Reynolds et J. Frame (Enfield : Science Publishers, inc.), p.iii.
- Soussana, J.F., Loiseau, P., Vuichard, N., Ceschia, E., Balesdent, J., Chevalier, T. et Arrouays, D. (2004). Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use Manag.*, 20, 219-230.
- Suominen, O. et Danell, K. (2006). Effects of large herbivores on other fauna. *Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation*, K. Danell, R. Bergström, P. Duncan et J. Pastor (New York : Cambridge University Press), pp. 383-412.
- Suttie, J.M. (2007). *Grasslands. Encycl. Life Sci.*, 1-6.
- Suttie, J.M. (2005). Grazing Management in Mongolia. *Grasslands of the World*, J. M. Suttie, S.G. Reynolds, C. Batello (Rome : FAO), pp. 265-304.
- Suttie, J.M., Reynolds, S. G. et Batello, C. (2005a). Introduction. *Grasslands of the World*, J.M. Suttie, S.G. Reynolds, C. Batello (Rome : FAO), pp. 1-18.
- Suttie, J.M., Reynolds, S.G. et Batello, C. (2005b). Grasslands perspectives. *Grasslands of the World*, J.M. Suttie, S.G. Reynolds, C. Batello (Rome : FAO), pp. 463-494.
- Suttie, J.M., Reynolds, S.G. et Batello, C. (2005c). Other grasslands. *Grasslands of the World*, J.M. Suttie, S.G. Reynolds, C. Batello (Rome : FAO), pp. 417-462.

- Thirgood, S., Mosser, A., Tham, S., Hopcraft, G., Mwangomo, E., Mlengeya, T., Kilewo, M., Fryxell, J., Sinclair, A. R. E. et Borner, M. (2004). Can parks protect migratory ungulates? The case of the Serengeti wildebeest. *Anim. Conserv.*, 7, 113-120.
- Truett, J.C., Philips, M., Kunkel, K. et Miller, R. (2001). Managing Bison to Restore Biodiversity. *Gt. Plains Res.*, 11, 123-144.
- Tscharntke, T., Clough, Y., Wanger, T.C., Jackson, L., Motzke, I., Perfecto, I., Vandermeer, J., et Whitbread, A. (2012). Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biol. Conserv.*, 151, 53-59.
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. et Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity–ecosystem service management. *Ecol. Lett.*, 8, 857-874.
- UNESCO (2012). Ecological Sciences for Sustainable Development - Zoning Schemes. <http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/ecological-sciences/biosphere-reserves/main-characteristics/zoning-schemes/>. 18 avril 2013.
- van Auken, O.W. (2009). Causes and consequences of woody plant encroachment into western North American grasslands. *J. Environ. Manag.*, 90, 2931-2942.
- van Buskirk, J. et Willi, Y. (2004). Enhancement of farmland biodiversity within set-aside land. *Conserv. Biol.*, 18, 987-994.
- van Langevelde, F., van De Vijver, C. A. D. M., Kumar, L., van De Koppel, J., De Ridder, N., van Andel, J., Skidmore, A. K., Hearne, J. W., Stroosnijder, L. et Bond, W. J. (2003). Effects of fire and herbivory on the stability of savanna ecosystems. *Ecol.*, 84, 337-350.
- van Wieren, S. E. (1995). The potential role of large herbivores in nature conservation and extensive land use in Europe. *Biol. J. Linn. Soc.*, 56, 11-23.
- WallisDeVries, M.F., Poschlod, P. et Willems, J.H. (2002). Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe : integrating the requirements of flora and fauna. *Biol. Conserv.*, 104, 265-273.
- Watkinson, A.R. et Ormerod, S.J. (2001). Grasslands, grazing and biodiversity : editors' introduction. *J. Appl. Ecol.*, 38, 233-237.
- Wellicome, T. (2001). Canada. Grasslands Species of Common Conservation Concern (Especies de los pastizales de Intérés Común para la Conservación), Hoth, J., (Montréal : Program for the Conservation of Biological Diversity Commission for Environmental Cooperation), pp. 8-9.
- White, R., Murray, S. et Rohweder, M. (2000). Pilot Analysis of Global Ecosystems : Grassland Ecosystems (Washington : World Resources Institute).

- Wilby, A., Shachak, M. et Boeken, B. (2001). Integration of ecosystem engineering and trophic effects of herbivores. *OIKOS*, 92, 436-444.
- Willems, J.H. (2001). Problems, approaches, and results in restoration of dutch calcareous grassland during the last 30 years. *Restor. Ecol.*, 9, 147-154.
- Williams, R.J., Carter, J., Duff, G.A., Woinarski, J.C.Z., Cook, G.D. et Farrer, S.L. (2005). Carbon accounting, land management, science and policy uncertainty in Australian savanna landscapes : introduction and overview. *Aust. J. Bot.*, 53, 583-588.
- WWF. (2000). G200 Maps (1999-2000) : Conservation Status of Terrestrial Ecoregions. http://awsassets.panda.org/downloads/status_map.jpg. 19 janvier 2013.
- Young, T.P., Palmer, T.M. et Gadd, M.E. (2005). Competition and compensation among cattle, zebras, and elephants in a semi-arid savanna in Laikipia, Kenya. *Biol. Cons.*, 122, 351-359.
- Zhu, H., Wang, D., Wang, L., Bai, Y., Fang, J. et Liu J. (2012). The effects of large herbivore grazing on meadow steppe plant and insect diversity. *J. Appl. Ecol.*, 49, 1075-1083.

Annexe 1

Cartes de la distribution des herbaçaies à l'échelle mondiale

Boonman et Mikhalev, 2005

Cibils et Borrelli, 2005

McIvor, 2005

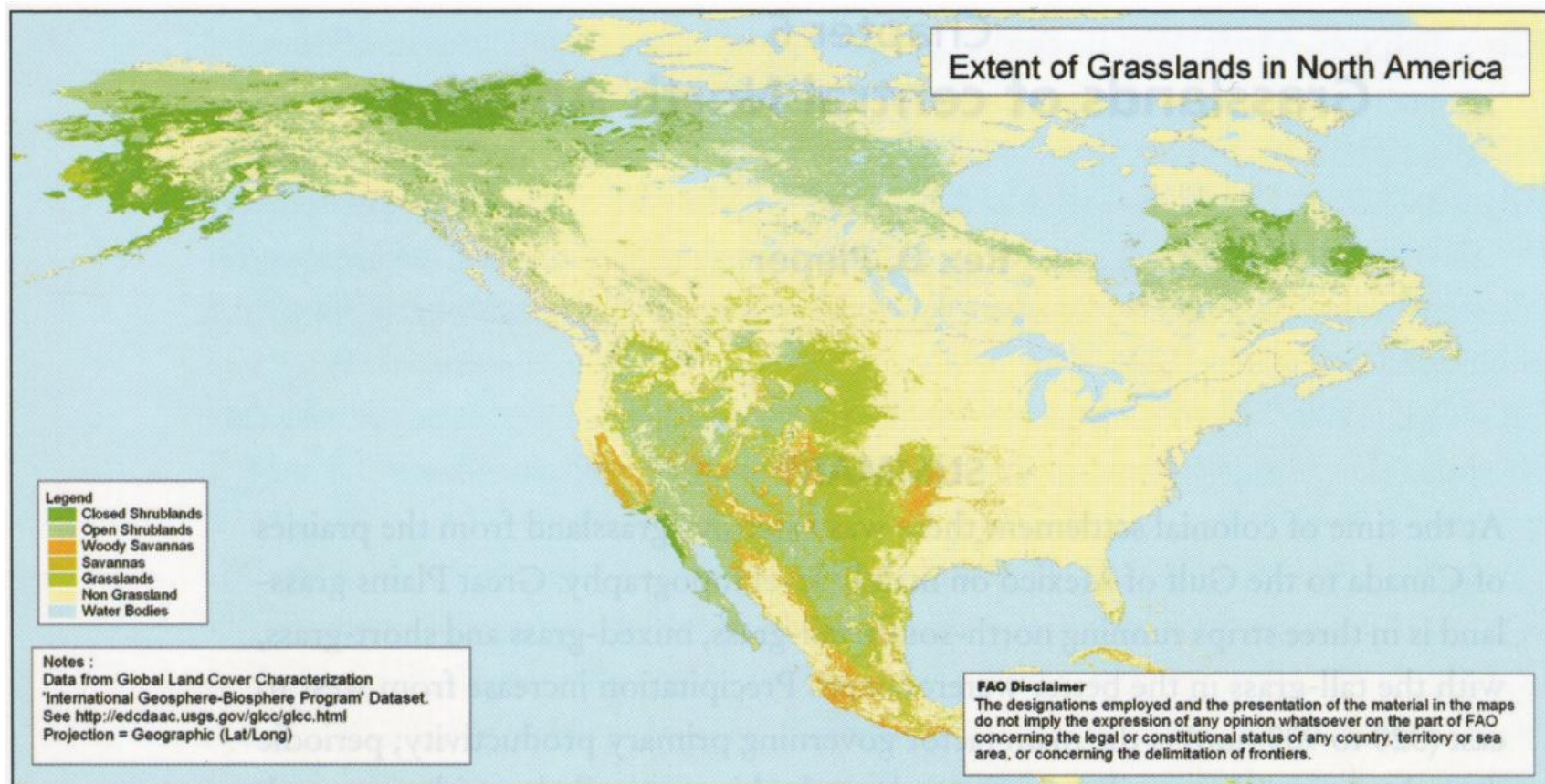
Miller, 2005

Palmer et Ansilie, 2005

Pieper, 2005

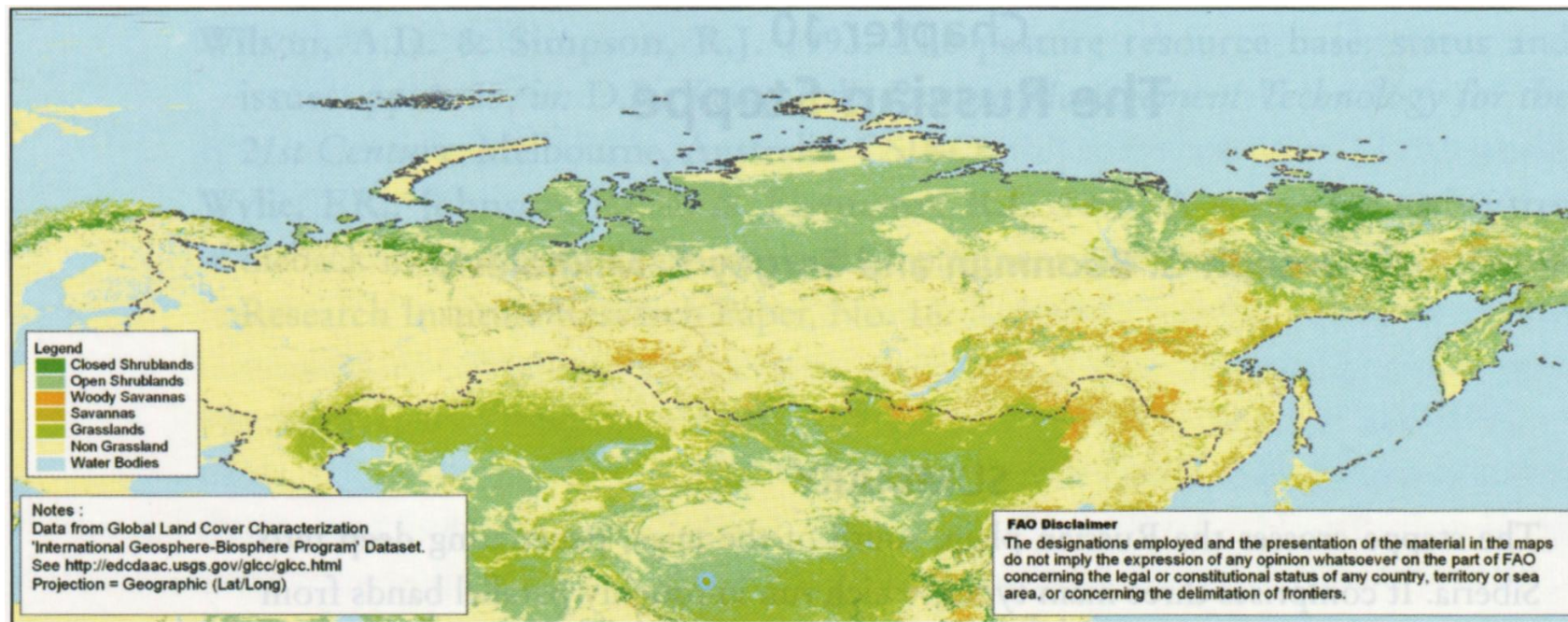
Suttie, 2005

Exploring Africa, s.d.



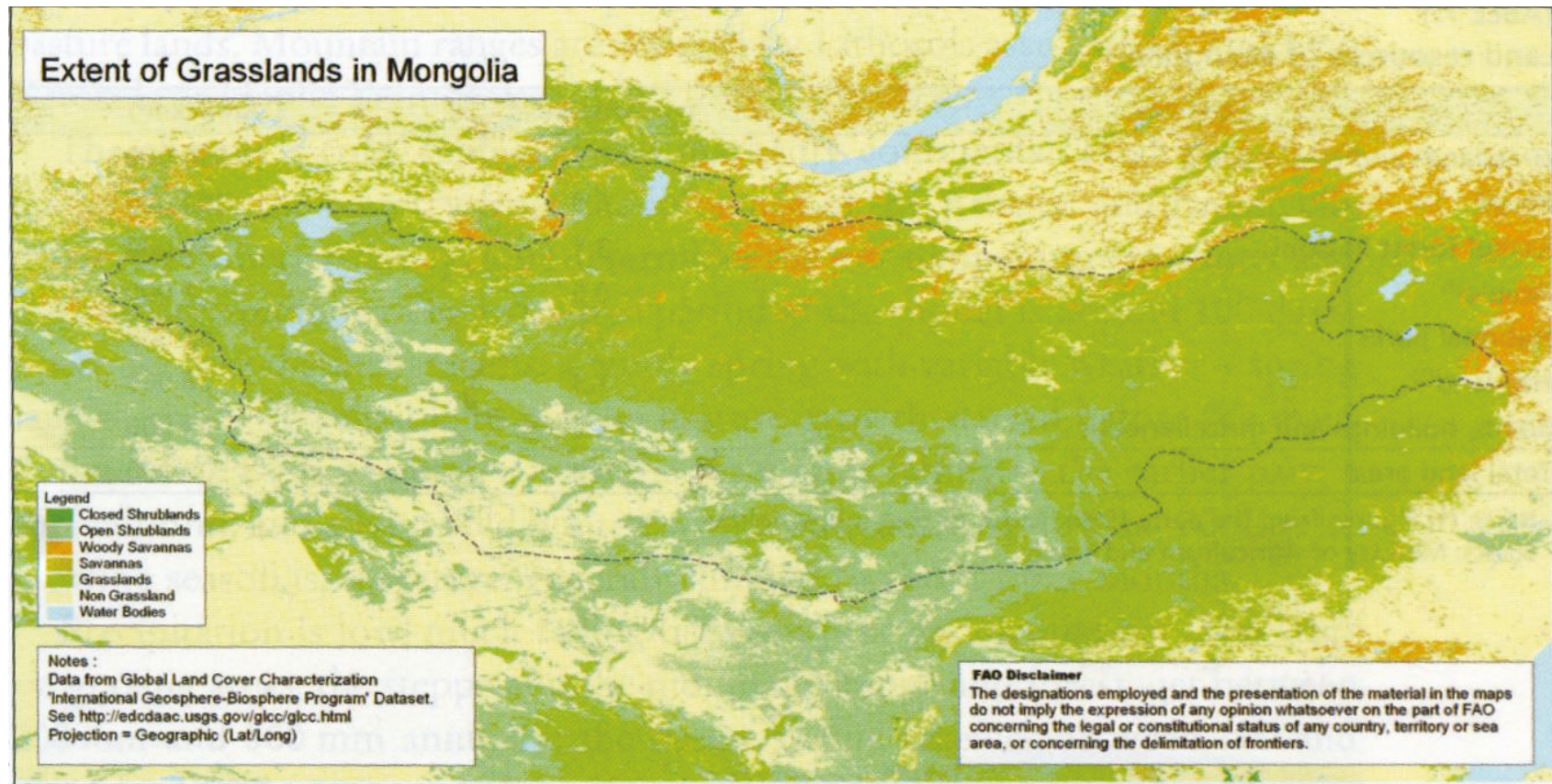
A1.1 Distribution des herbaçaises en Amérique du Nord

Source : Pieper, D.R. (2005). p. 222



A1.2 Distribution des herbaçaies en Russie

Source : Boonman, J.G. et Mikhalev, S. (2005). p. 382



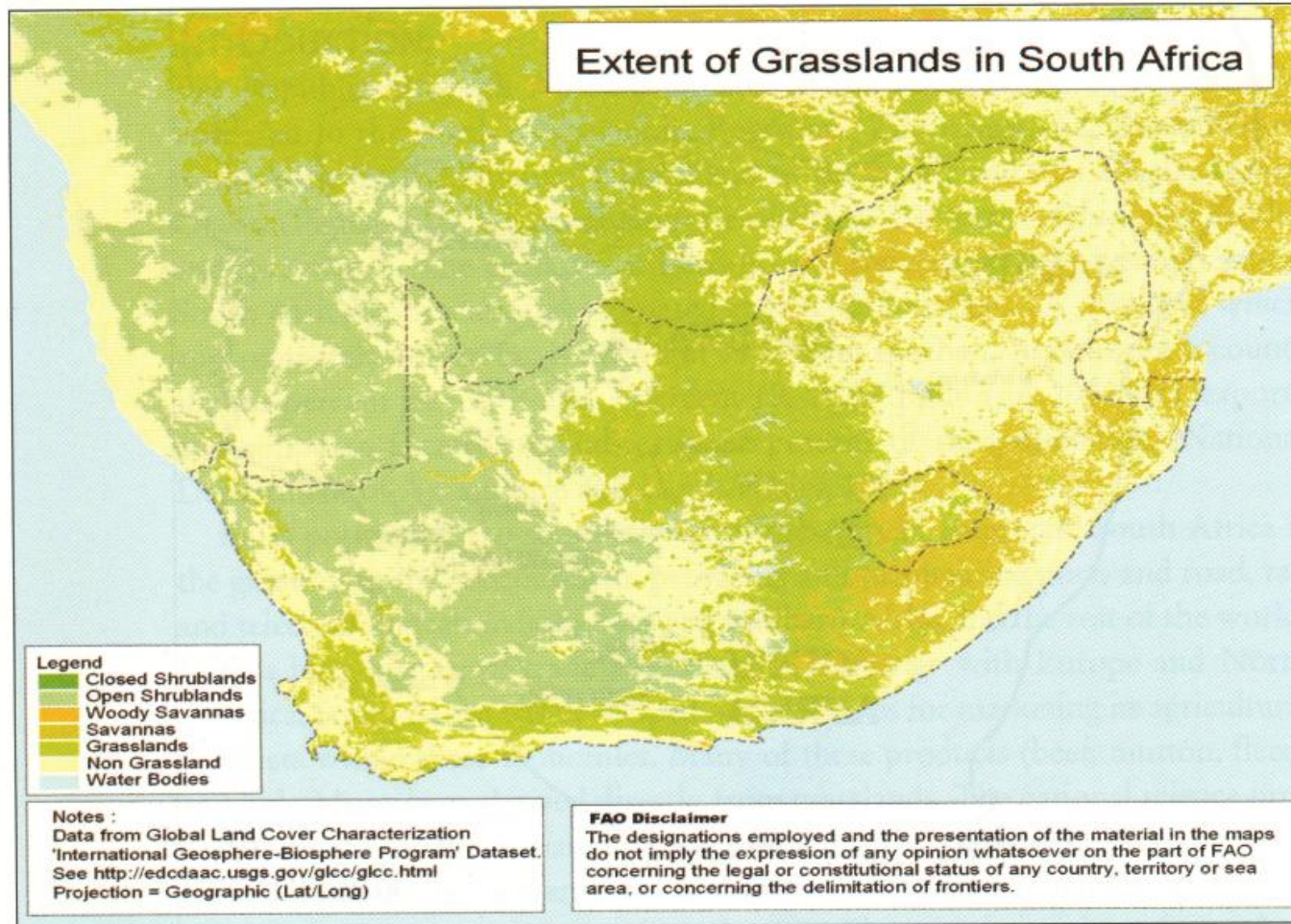
A1.3 Distribution des herbaçaies en Mongolie

Source : Suttie, J.M. (2005). p. 267



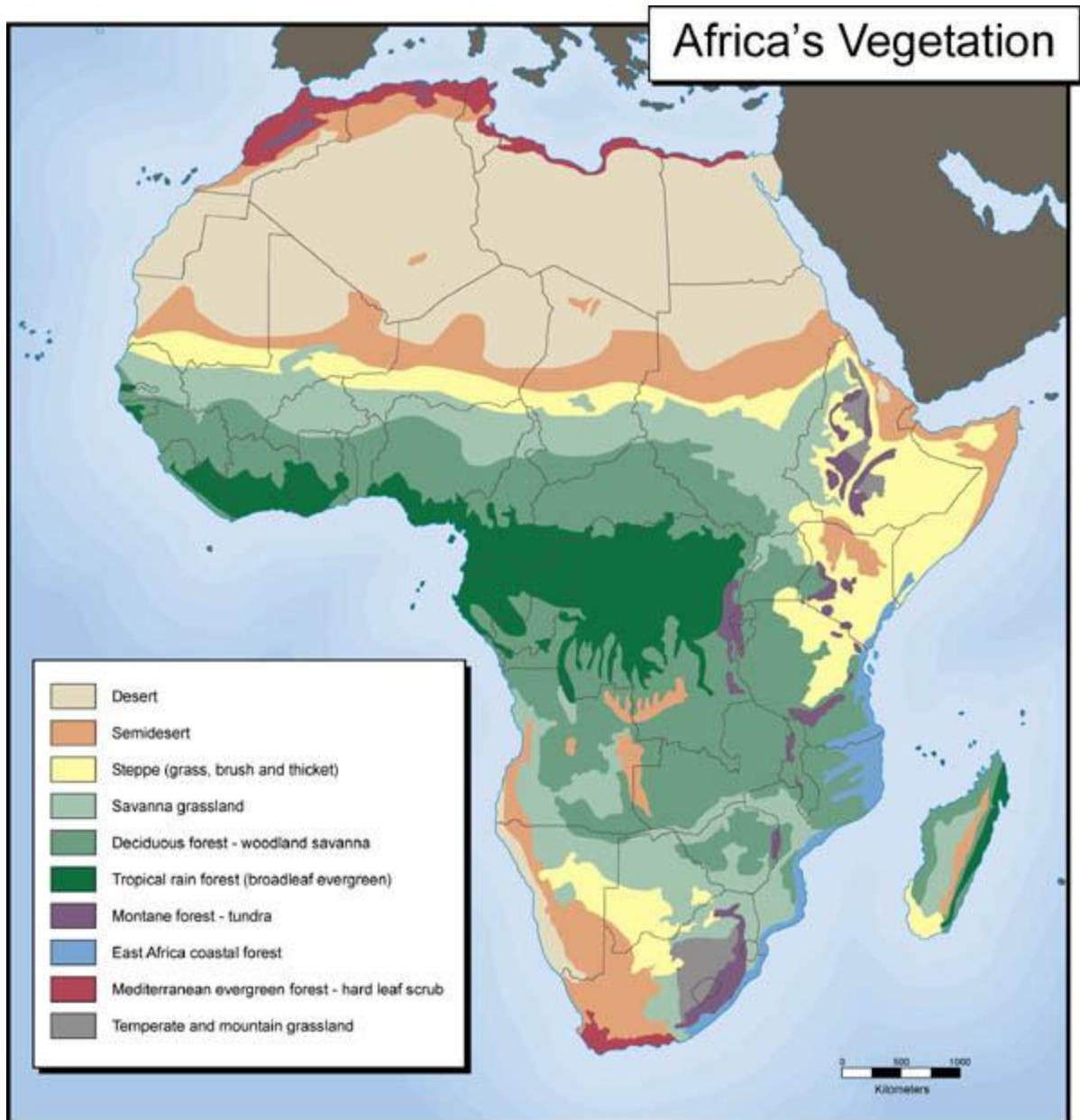
A1.4 Distribution des herbaçaias en Amérique du Sud

Source : Cibils, A.F. et Borrelli, P.R. (2005). p. 123



A1.5 Distribution des herbaçaies en Afrique du Sud

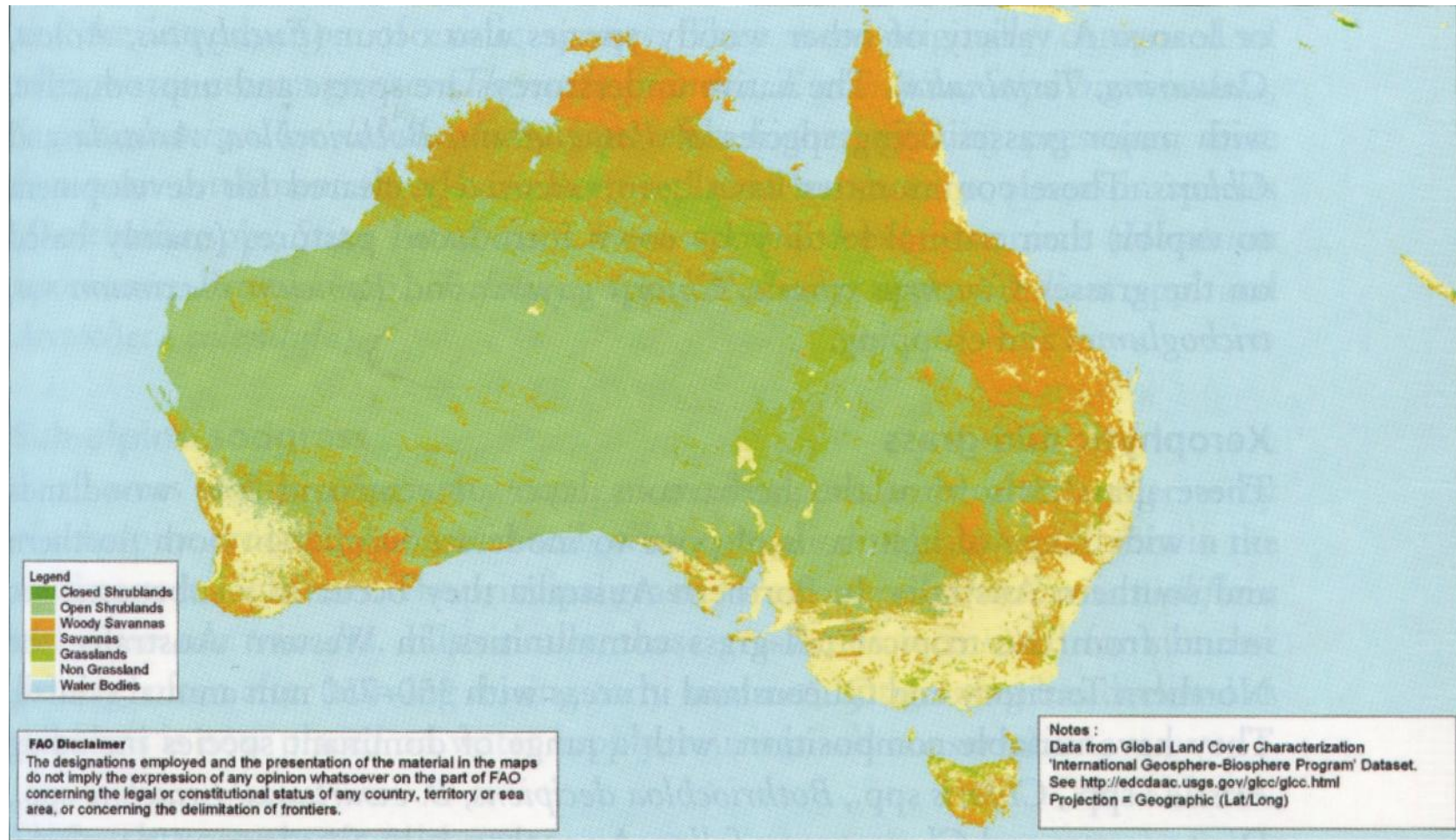
Source : Palmer, A.R. et Ansilie, A.M. (2005). p. 80



A1.6 Distribution des herbaçaies en Afrique

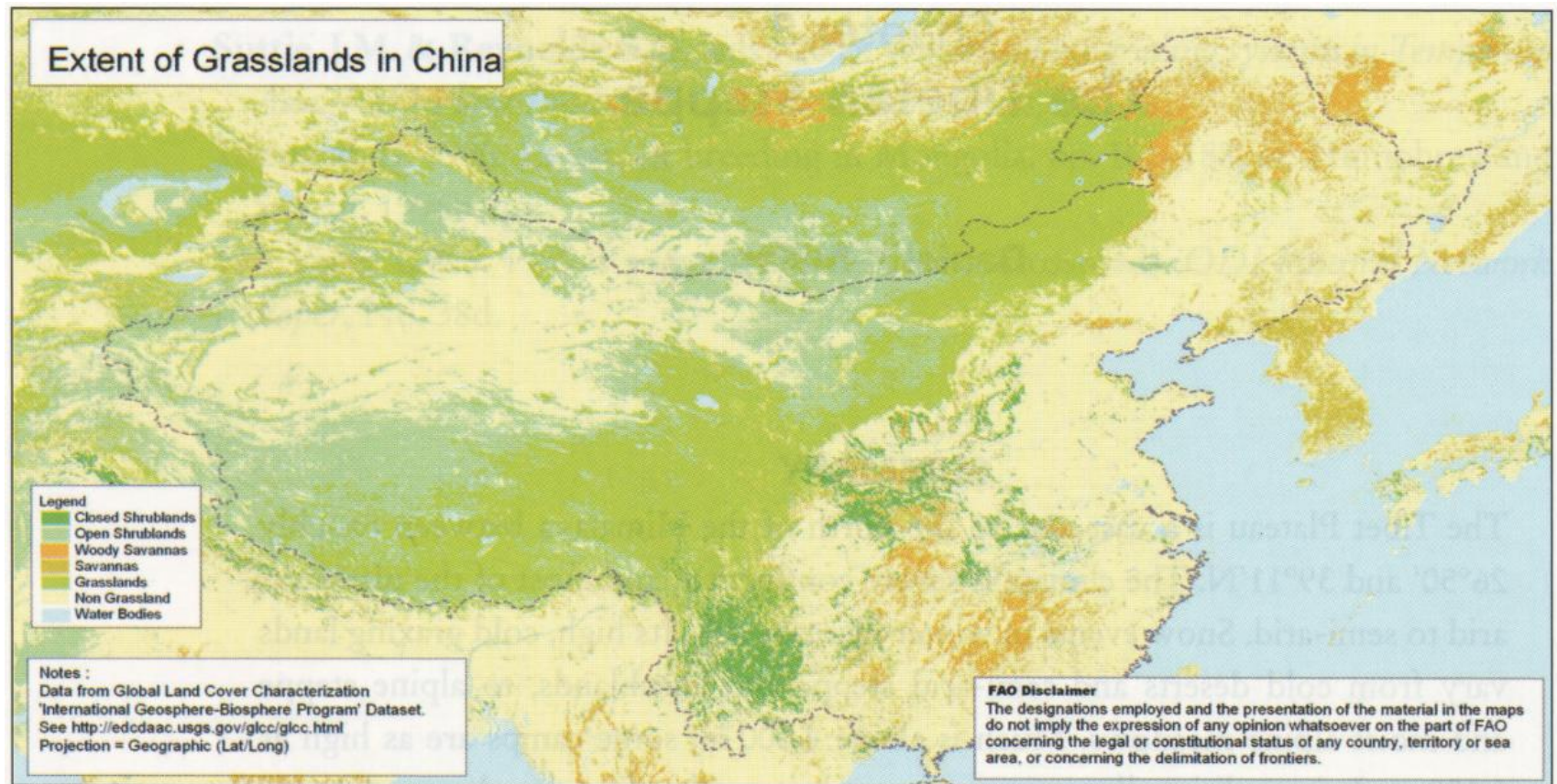
Source : Exploring Africa. (s.d.).

<http://exploringafrica.matrix.msu.edu/teachers/curriculum/m6/map3.php>



A1.7 Distribution des herbaçaies en Australie

Source : McIvor, J.G. (2005). p. 355



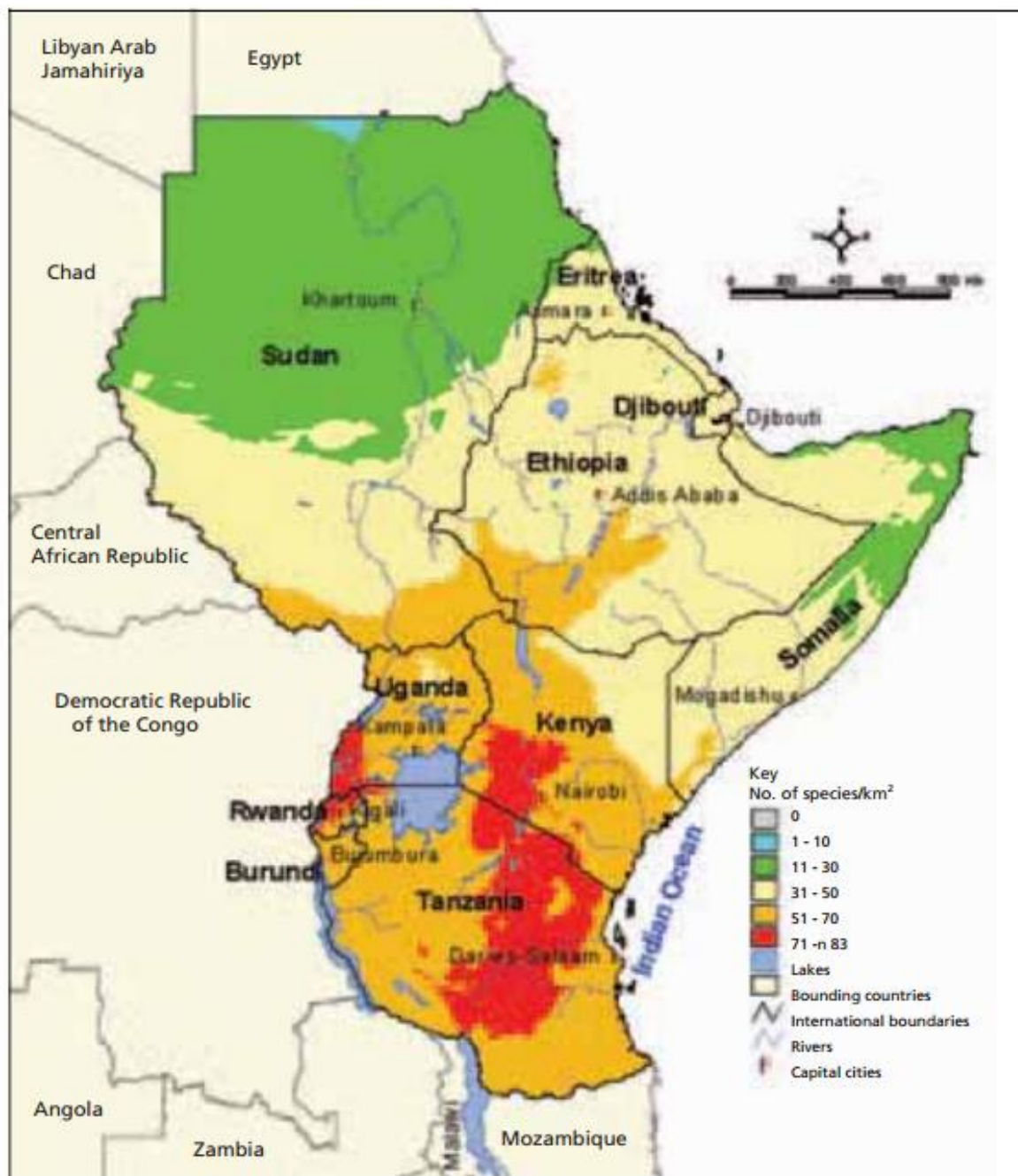
A1.8 Distribution des herbaçaies en Chine

Source : Miller, D.J. (2005). p. 306

Annexe 2

Densité d'espèces de grands herbivores en Afrique de l'Est

Reid *et al.*, 2005



A2. Densité d'espèces de grands herbivores en Afrique de l'Est

Source : Reid, R.S., Serneel, M., Nyabenge, M. et Hanson, J. (2005). p. 24

Annexe 3

Liste des 24 grandes espèces migratrices et de leurs menaces répertoriées par Harris *et al.* (2009)

Harris *et al.*, 2009

Tableau A3. Menaces répertoriées pour 24 grandes espèces migratrices

Nom scientifique	Nom commun	Localisation	Clôtures	Empiètement du bétail	Empiètement humain (dont l'agriculture)	Surchasse / Braconnage	Développement énergétique	Réseau de transport
<i>Alcelaphus buselaphus</i>	Bubale	Afrique	X	X				
<i>Antidorcas marsupialis</i>	Springbok	Afrique	X	X	X	X		
<i>Connochaetes gnou</i>	Gnou noir	Afrique	X	X	X	X		
<i>Connochaetes taurinus</i>	Gnou à queue noire	Afrique	X	X	X	X		
<i>Damaliscus pygargus</i>	Damalisque à front blanc	Afrique	X	X	X	X		
<i>Damaliscus korrigum</i>	Topi	Afrique				X		
<i>Equus burchellii</i>	Zèbre de Burchell	Afrique	X	X	X			
<i>Equus quagga quagga</i>	Couagga	Afrique	X	X	X	X		
<i>Gazella thomsonii</i>	Gazelle de Thompson	Afrique						
<i>Kobus kob</i>	Kob	Afrique						
<i>Gazella granti</i>	Gazelle de Grant	Afrique						

Tableau A3. Menaces répertoriées pour 24 grandes espèces migratrices (suite)

Nom scientifique	Nom commun	Localisation	Clôtures	Empiètement du bétail	Empiètement humain (dont l'agriculture)	Surchasse / Braconnage	Développement énergétique	Réseau de transport
<i>Oryx dammah</i>	Oryx algazelle	Afrique		X		X		
<i>Taurotragus oryx</i>	Éland du Cap	Afrique			X	X		
<i>Antilocapra Americana</i>	Antilocapre	Amérique du Nord	X		X		X	X
<i>Bison bison</i>	Bison d'Amérique	Amérique du Nord	X			X		
<i>Cervus elaphus</i>	Wapiti	Amérique du Nord	X		X	X	X	
<i>Rangifer tarandus</i>	Renne d'Europe / Caribou	Eurasie / Amérique du Nord				X	X	
<i>Capreolus pygargus</i>	Chevreuil de Sibérie	Eurasie			X	X		
<i>Pantholops hodgsonii</i>	Antilope du Tibet	Eurasie				X		
<i>Equus hemionus</i>	Hémione	Eurasie	X	X	X	X		X
<i>Procapra gutturosa</i>	Gazelle de la Mongolie	Eurasie	X	X		X		X
<i>Saiga tatarica</i>	Saïga	Eurasie	X	X		X		X

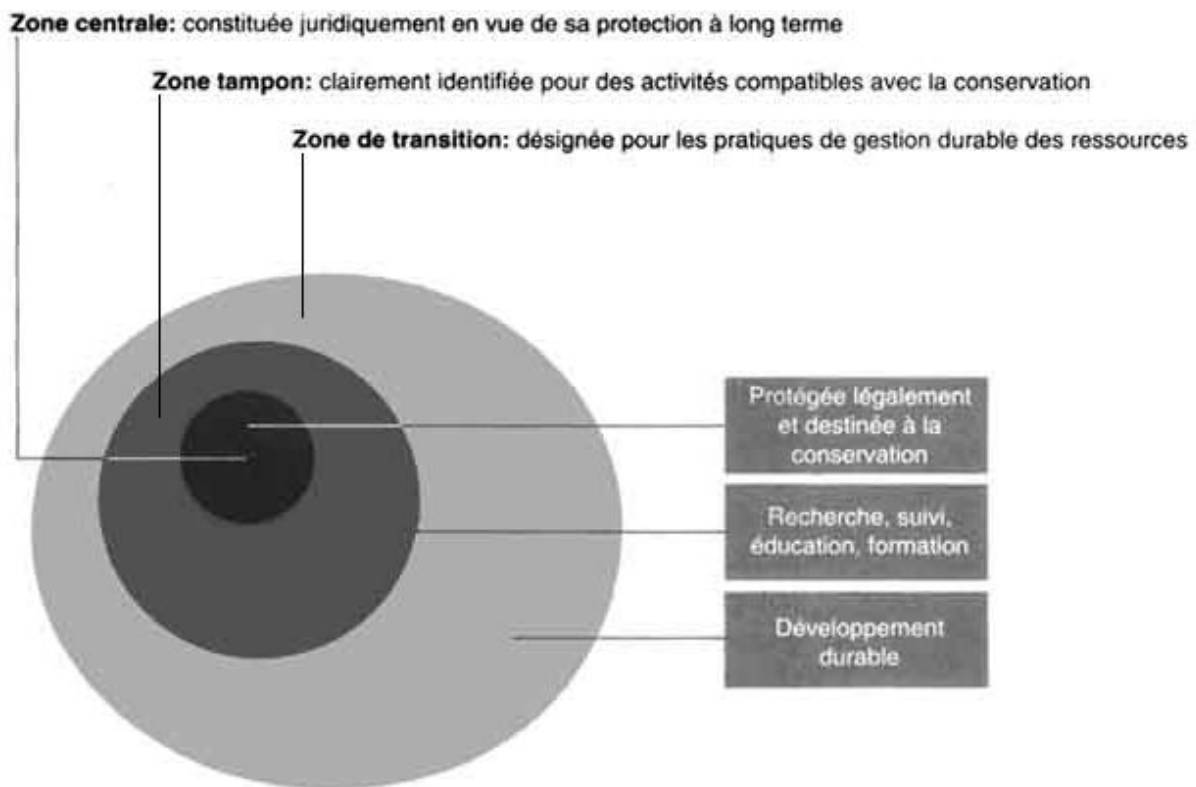
Traduction libre

Inspiré de : Harris, G., Thirgood, S., Hopcraft, J.G.C., Croomsigt, J.P.G.M. et Berger, J. (2009), p. 62 à 65

Annexe 4

Schéma de zonage d'une réserve de biosphère et de la fonction spécifique à chacune des zones

Schaaf, 1999



A4. Schéma de zonage d'une réserve de biosphère et de la fonction spécifique à chacune des zones

Source : Schaaf, T. (1999). <http://www.fao.org/docrep/x0963f/x0963f0g.jpg>

